Grundlaget for fiskeudsætninger i Danmark

Hansen, Michael Møller

Publication date:
1996

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

Grundlaget for fiskeudsætninger i Danmark

af

Michael M. Hansen

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Afd. for Ferskvandsfiskeri
Vejlsøvej 39
DK - 8600 Silkeborg

ISBN: 87-88047-08-3

DFU-Rapport nr. 28-96

DFU-rapport udgives af Danmarks Fiskeriundersøgelser og indeholder resultater fra en del af DFU's forskningsprojekter, studenterspecialer, udredninger m.v. Fremsatte synspunkter og konklusioner er ikke nødvendigvis institutionens.

Rapportserien findes komplet på institutionens biblioteker i Charlottenlund, Lyngby og Hirtshals, hvorfra de kan lånes:

Danmarks Fiskerundersøgelser
Biblioteket
Charlottenlund Slot
DK-2920 Charlottenlund
Tlf.: 33 96 33 15

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Biblioteket
Afd. for Fiskeindustriel Forskning
DTU, Bygning 221
2800 Lyngby
Tlf.: 45 25 25 84

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Biblioteket
Nordsøcentret, Postboks 101
9850 Hirtshals
Tlf.: 98 94 26 01

DFU-rapport is published by the Danish Institute for Fisheries Research and contains results from a part of the research projects etc. The results will often be of an interim nature and the views and conclusions put forward are not necessarily those of the institute.

The reports are located at the institute's libraries in Charlottenlund, Lyngby and Hirtshals, from where they may be loaned.

Redaktion:
Jette Aagaard, Søren Tørper Christensen, Stig Mellergaard, Hanne Moos, Karl-Johan Stæhr

Tryk: DSR Tryk, Frederiksberg

Omslag: Contrast

ISSN 1395-8216

1. Indledning

Transplantationer, altså flytning af fisk, er efter alt at dømme en årtusindgammel praksis. Som eksempel kan nævnes ekstensivt opdræt og udsætning af karpe, som i Danmark daterer sig tilbage til 1500-tallet. Deciderede udsætninger, hvor man løbende opformerer og udsætter fisk, er af forholdsvis nyere dato, men har dog foregået i 100-150 år, -også i Danmark. I de senere år er man imidlertid i stigende grad blevet opmærksom på, at udsætninger ikke nødvendigvis er miljøneutrale. Udsætninger *kan* både føre til negative økologiske påvirkninger af andre bestande af fisk og byttedyr, samt medføre negative genetiske påvirkninger af bestande af vilde artsfæller.

I det følgende vil der først blive gjort rede for fiskeudsætningernes nuværende omfang i Danmark. Dernæst vil det blive beskrevet, hvilke internationale og nationale konventioner, retningslinier m.v. der foreligger, som berører praksis for udsætninger af fisk, og spørgsmålet om udsætningers formål og effekt vil blive taget op. Herefter følger afsnit om de økologiske og genetiske problemer, som kan være en konsekvens af udsætninger. Endelig vil der blive beskrevet retningslinier for, hvordan udsætninger kan foregå på et genetisk forsvarligt grundlag, og de samlede retningslinier for udsætninger vil blive opført i punktform.

Målgruppen for denne redegørelse er i første række personer, som i bred forstand er involveret i initiativer og beslutningsprocesser i forbindelse med udsætninger, dvs. personer indenfor diverse myndigheder, biologer i amter, ekspertise indenfor interesseorganisationer etc., men også sportsfiskere og andre, som er praktisk involverede i opdræt og udsætninger. Sideløbende hermed bliver der også i en række populærvidenskabelige artikler beskrevet, hvorfor det er vigtigt at tage genetiske hensyn, når man udsætter laks og ørred, og hvilke retningslinier, der bør følges. For læsere, som har behov for en kort introduktion til de benyttede genetiske termer, er en af disse artikler ("Laksefisk og genetik" af Michael M. Hansen & Einar Eg Nielsen, bragt i Sportsfiskeren 4 og 5, 1996) vedlagt som Appendix.

Følgende personer skal takkes for i særlig grad at have været behjælpelige med kommentarer og konstruktiv kritik: Einar Eg Nielsen, Søren Berg, Peter Geertz-Hansen, Josianne Støttrup, Gorm Rasmussen, Christian Dieperink, deltagerne i Fiskeriforskningskommitteens møder vedr. udsætningsproblematikken, samt medlemmerne af ICES' genetik-arbejdsgruppe (Working Group on the Application of Genetics in Fisheries and Mariculture).

2. Udsætningsaktiviteter i Danmark.

2.1 Udsætningsmængder.

Som nævnt i indledningen er der i Danmark en lang tradition for at udsætte fisk, og herunder især ørred. Der er fra flere sider udtrykt tvivl om, hvorvidt de tidligste ørredudsætninger har haft nogen større effekt, da man ukritisk satte fisk ud på lokaliteter, uanset om de var egnede til ørredyngel eller ej, eller om åen allerede var fuldt besat af en naturlig bestand (Larsen, 1972; Rasmussen & Geertz-Hansen, *in press*).

Fra 1930'erne og fremefter har man løbende forbedret principperne for ørredudsætninger, i særdeleshed ved udarbejdelse af udsætningsplaner. For ørredens vedkommende er der generelt foregået et kraftigt fald i bestandsstørrelser forårsaget af forringede gydemuligheder. Denne forringelse skyldes i mange tilfælde, at gydebanker er forsvundet eller sandet til i forbindelse med vandløbsreguleringer, eller at fiskene simpelthen ikke har adgang til gydepladserne på grund af impassable spærringer. Når man udarbejder en udsætningsplan, estimerer man vandløbets bærekapacitet eller produktionspotentiale, -altså de mængder af fisk af forskellige aldersklasser, som ville være i vandløbet under optimale gydeforhold. Dernæst moniterer man den nuværende bestandsstørrelse v.hj.a. elfiskeri. Er bestandsstørrelsen mindre end bærekapaciteten, udsættes det "manglende" antal fisk (i den rette aldersklasse). Eksempelvis kan næsten alle gydepladser i et vandløb være ødelagt, men samtidig kan der være udmærkede forhold og standpladser for et-årige og ældre ørreder. Ved at udsætte et passende antal et-årige ørreder kan man udnytte vandløbets produktionspotentiale.

Udsætning af laks og til dels ål foregår efter tilsvarende udsætningsplaner. For andre arter, som er genstand for udsætninger i Danmark, er det ulig sværere at estimere en bærekapacitet. For disse arter (ikke mindst de marine) er mængderne af udsatte fisk dog så beskedne, at det er usandsynligt, at man når op i nærheden af bærekapaciteten. Det er generelt et bærende princip, at der aldrig må sættes så mange fisk ud, at den samlede bestand bliver større end den ville være under naturlige, uberørte forhold. Udsætning af fisk som redskab i biomanipulation kan dog udgøre en undtagelse herfra, men formålet hermed er også bevidst at ændre miljøforholdene i et givet vandområde.

For en nærmere gennemgang af principperne bag udsætninger og udsætningsplaner i Danmark henvises i øvrigt til Rasmussen (1984) og Rasmussen & Geertz-Hansen (*in press*).

Med Fiskeplejens indførelse i 1987 er udsætningsmængderne steget betydeligt i forhold til

tidligere. I perioden fra 1987 til 1995 har det gennemsnitlige antal udsatte fisk (og krebs) pr. år, fordelt på art og sorteret i aldersklasser, været som følger:

Ørred: 1.617.000 stk. yngel
465.000 stk. ½-års
404.000 stk. 1 -års
141.000 stk. ældre fisk, udsat i vandløbene
653.000 stk. smolt udsat i mundinger
516.000 stk. smolt udsat direkte på kysten

Laks: 29.000 stk. ½-års
130.000 stk. 1-års
58.000 smolt udsat i mundinger
47.000 smolt udsat direkte på kysten

Helt: 717.000 stk. yngel

Regnbueørred:
14.000 stk. > 150 g

Ål: 3.670.000 stk. sætteål

Gedde: 130.000 stk. yngel

Karpe & Suder:
500 stk. sættefisk

Sandart: 7.000 stk. sættefisk

Flodkrebs:
11.000 stk. yngel/sættekrebs

Torsk: 13.000 stk. yngel

Pighvarre:
137.000 stk. sættefisk

Rødspætte:

133.000 stk. yngel.

Skrubbe:

5000 stk. yngel

Som det ses, er det først og fremmest ørred, ål, samt til dels helt og laks, som dominerer udsætningerne.

2.2 Populationsgenetisk status for de enkelte arter.

I dette afsnit vil der blive gjort rede for den populationsgenetiske status for de enkelte arter, og forholdene omkring de nuværende udsætningsaktiviteter vil blive uddybet.

Ørred.

En række undersøgelser har dokumenteret, at ørreden i meget udstrakt grad er opdelt i genetisk forskellige stammer (review'et af Ferguson, 1989). Dette gælder også under danske forhold (Landbo & Persson, 1987; Hansen *et al.*, 1993, 1995; Hansen & Loeschcke, 1996; Hansen & Mensberg, 1996). Denne genetiske differentiering er et resultat af ørredens homing i sammenhæng med genetisk drift og evt. selektion. Der er generelt praktiske vanskeligheder med at påvise lokale tilpasninger i fiskebestande, men der findes dog et betydeligt antal eksempler herpå generelt for laksefisk (review'et af Taylor, 1991). Der kan næppe heller herske tvivl om, at der findes lokale tilpasninger i ørredbestande, men det betyder omvendt ikke, at alle ørredbestande er tilpasset lokale forhold. Ud fra teoretiske overvejelser (se f.eks. Endler, 1986) vil man forvente at finde den største grad af tilpasning i bestande som:

1. Er antalsmæssigt store. I små bestande "overskygger" tilfældig genetisk drift (altså tilfældige ændringer af den genetiske sammensætning) selektion, hvorfor kun tilpasninger opretholdt af meget kraftig selektion kan opretholdes.

2. Har eksisteret på den pågældende lokalitet gennem mange generationer. Herved har selektion for diverse træk gradvis kunnet føre til forøget tilpasning. Ligeledes har forskellige kombinationer af gener, som muligvis kan være selektivt fordelagtige, kunnet dannes v.hj.a. rekombination etc.

3. Kun er genstand for begrænset genflow fra genetisk anderledes bestande. Groft sagt "overskygger" genflow selektion, hvis migrationsraten er kraftigere end den selektion, som

opretholder en given tilpasning. De fleste undersøgelser viser, at der normalt er tale om et vist genflow mellem bestande, hvis ikke fysiske barrierer forhindrer dette. Dette naturlige genflow er imidlertid meget begrænset (Ferguson, 1989). Det er vigtigt at understrege, at genflow ikke er det samme som "strejferater" (straying rate) estimeret ud fra mærkningsforsøg. Fangst af mærkede fisk i et "fremmed" vandløb fortæller stort set kun, at fisken har opholdt sig på dette sted på et givet tidspunkt. Det fortæller ikke meget om, hvorvidt fisken ville have gydet på den pågældende lokalitet, samt hvor stor gydesucces den ville have haft i forhold til fisk fra den lokale bestand. Endelig beregnes "strejferater" typisk som:

(antal mærkede fisk fanget i det "forkerte" vandløb)/(totale antal udsatte, mærkede fisk).

Imidlertid udsættes oftest kun mærkede smolt, dvs. fisk som vil blive til havørreder. Hermed tages ikke hensyn til, at der også findes en betydelig komponent af bækørred (og "kønsmodne dværghanner"/mature male parr) i ørredbestande, og at bækørred og havørred fra samme lokaliteter genetisk set tilhører den samme bestand (Hindar *et al.*, 1991a). Som følge heraf er "strejferater" kraftigt overestimerede, hvis man skal sammenligne dem med estimater af genflow, opnået ved analyse af genetiske markører.

4. Lever under forskellige miljøbetingelser. Endelig siger det sig selv, at bestande, som lever under vidt forskellige miljøbetingelser, som følge af forskellige typer selektionspres vil være tilpasset forskellige forhold.

Betragtningerne ovenfor fører til den konklusion, at det i særlig grad er vigtigt at bevare bestande, som lever i afvigende miljøer, samt antalsmæssigt store bestande. Det er naturligvis også af vigtighed, om der er tale om en naturlig, oprindelig bestand eller efterkommere af udsatte dambrugsfisk. Det betyder dog ikke, at det ikke er vigtigt også at bevare små bestande, da der også i disse måske kan findes vigtig variation, og da de kan virke som genflows-"bindeled", der skaber forbindelse mellem de større bestande. Samtidig er det også klart, at det er vigtigt at undgå kraftig nedgang i bestandsstørrelser. En decimering af en bestand har ikke kun den umiddelbare konsekvens, at der bliver færre fisk at fange. Der vil også være genetiske skadevirkninger i og med at lokale tilpasninger går tabt, som beskrevet under pkt. 1 og 3.

Der har været en del diskussion om, hvordan genflow foregår mellem ørredstammer indenfor et givet område. Flere resultater har vist, at enkelte tilløb indenfor vandløbssystemer kan huse genetisk afgrænsede bestande. Ydermere synes der ikke at være tale om en sammenhæng

mellem genetisk og geografisk afstand mellem bestande (Ryman, 1983; Crozier *et al.*, 1986). En forklaring på disse observationer kan imidlertid være, at man ukritisk har inddraget både populationer, som er tilgængelige for genflow, og populationer, som er "indespærrede" og dermed utilgængelige for genflow ("land-locked") i undersøgelserne. En nyere undersøgelse af ørredbestande, som alle var tilgængelige for genflow og havde et stort islæt af havørred, viste således, at nok var der genetiske forskelle mellem bestande i enkelte tilløb til vandløbssystemer, men bestande i tilløb indenfor et vandløbssystem var tættere beslægtet med hinanden end med bestande fra tilløb til andre vandløbssystemer. Endvidere fandtes en signifikant sammenhæng mellem geografisk og genetisk afstand mellem bestande (Moran *et al.*, 1995). Resultaterne af en igangværende undersøgelse af danske ørredbestande tyder på det samme mønster (M.M. Hansen & K.-L. Mensberg, upublicerede resultater). Konklusionen er, at i de fleste tilfælde kan bestande i vandløbssystemer forvaltes som én stor bestand, at genflow fortrinsvis foregår mellem geografisk nærliggende bestande, og at nærliggende bestande generelt må antages at være tættere beslægtet end bestande adskilte af større geografiske afstande.

I forbindelse med udsætninger er det vigtigt at notere sig, at der for ørredens vedkommende er tale om to typer udsætningsmateriale: Fisk fra deciderede dambrugsstammer, og udsætningsmateriale baseret på afkom af lokale vildfisk, i det følgende betegnet "egen avl". Egen avl foregår ved, at sportsfiskerne opfisker vilde moderfisk i "deres" å, stryger fiskene, og udsætter afkommet i selv samme å. Det er altså udsætningsmateriale baseret på den lokale genpulje, man arbejder med. Den andel af de samlede ørredudsætninger, som er baseret på egen avl, udgjordes i 1993 af: Yngel (50%), 1/2-årsfisk (39%), 1-årsfisk (26%), mundingsudsætninger (32%) og kystudsætninger (3%). Situation har ikke ændret sig drastisk siden da, omend der er en tendens til en stigning i antallet af yngel af "egen avl", mens dette ikke gælder for de ældre fisks vedkommende.

På Bornholm, hvor ørredbestandene alle er oprindelige, foretages ikke længere udsætninger. Visse vandløbssystemer og delsystemer i Jylland med oprindelige ørredbestande friholdes helt for udsætninger. I en række andre systemer med formodentlig oprindelige bestande foretages udsætning af egen avl. Udsætning af dambrugsfisk foregår især i vandløb, hvor de oprindelige ørredbestande må antages at være uddøde. Imidlertid udsættes der også dambrugsfisk i vandløb, hvor der i forvejen findes antagelig oprindelige bestande. Dette gælder bl.a. for de store vestjyske vandløb.

Kystudsætninger er koncentreret omkring Sjælland og Fyn, hvor der i dag næppe i noget

større omfang findes oprindelige ørredbestande (men der findes dog antagelig nogle, eksempelvis i Esrum Å og Flads Å). Der kan dog i princippet foregå genflow fra kystudsatte fisk til oprindelige vilde ørredbestande i Jylland. Genflow fra kystudsætninger søges minimeret ved at konvertere kystudsætninger til mundingsudsætninger i "værdiløse" vandløb. Herved antages fiskene at strejfe mindre og i stedet blive præget på disse vandløb.

Laks

Laksen er opdelt i tre genetisk veldefinerede hovedgrupper: Atlantisk amerikansk, atlantisk europæisk, samt Østersø -laks (Ståhl, 1987). Indenfor disse grupper udviser laksen en genetisk populationsstruktur meget lig det, der gælder for ørred (Ståhl, 1987; Blanco *et al.*, 1992; Elo, 1993; Nielsen *et al.*, 1996 m.fl.).

Laksen er opført i Bern-Konventionen som en beskyttet art (mere herom senere). Der findes kun én oprindelig tilbageværende laksebestand i Danmark, nemlig i Skjern Å. En undersøgelse af Nielsen *et al.* (1996) har vist, at denne bestand er klart genetisk afgrænset i forhold til andre europæiske laksebestande. Endvidere er det for nylig lykkedes at oprense og analysere DNA (såkaldte microsatelliter) fra skælprøver taget fra Skjern Å -laks i 1930'erne og 1950'erne (Nielsen *et al.*, 1997). Resultaterne viser, at den nuværende bestand er den samme bestand, som levede i åen i 30'erne og 50'erne. Der er altså ikke tale om, at laksen i Skjern Å på et tidspunkt har været udryddet, og at en ny bestand senere er blevet etableret af "strejfere". Skjern Å -laksen er i øvrigt den sidste oprindelige laksestamme i et stort geografisk område fra Skagen til Nordfrankrig, og den må derfor betragtes som særligt genetisk værdifuld.

I Skjern Å foregår udsætninger af laks udelukkende med udsætningsmateriale baseret på den lokale bestand. I Gudenåen og en række vestjyske vandløb (Varde Å, Ribe Å m.fl.), som tidligere har været lakseførende, foregår udsætninger med henblik på at genetablere selvreproducerende laksebestande (nærmere beskrevet i Geertz-Hansen & Jørgensen, 1996). Udsætningsmaterialet til brug for disse udsætninger består af importeret afkom af vildfisk fra floder i Irland, Skotland og Sverige. Det kan krititiseres, at man ikke i stedet har brugt udsætningsmateriale fra Skjern Å, men det har ikke været muligt at fange tilstrækkelig mange moderfisk fra dette vandløb til at sikre en leverance af fisk til udsætning i andre vandløb.

Endelig foregår der et større sea-ranching projekt, hvor laks udsættes direkte i farvandene omkring Bornholm og Møn. Bornholm ligger geografisk tæt på det svenske vandløb Mörrumsån, hvor der findes en stor, naturlig laksebestand. Imidlertid anvendes der til de danske lakseudsætninger ikke fisk fra dette vandløb. I stedet anvendes finske laks fra vandløb i

området omkring den Botniske Bugt.

Helt

Helt udviser en kompliceret genetisk populationsstruktur indenfor sit udbredelsesområde. Indenfor geografiske regioner, bl.a. Storbritannien, udviser heltbestande store morfologiske forskelle fra sø til sø, og der findes også ofte store genetiske forskelle (f.eks. Hartley, 1995). Derimod synes der ikke at være tale om større genetiske forskelle på bestande, som gyder på forskellige lokaliteter indenfor søer, omend dette kun er blevet undersøgt i nogle få tilfælde (Luczynski & Ritterbusch-Nauwerk, 1995). Da heltbestande i forskellige søer oftest er fysisk isolerede fra hinanden, kan der ikke foregå genflow mellem disse. I relation til, hvad der blev beskrevet vedr. lokale tilpasninger i ørredbestande, er der derfor stor sandsynlighed for, at heltbestande i forskellige søer kan være genetisk tilpassede forskellige lokale miljøforhold. Helten er anført i Bern-Konventionen som beskyttet art.

I Danmark findes helten naturligt udbredt i en række jyske søer. Desuden findes der bestande i brakvandsområder (Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord). Endelig findes den havgående snæbel (*C. oxyrhynchus* (?)) i Vidåen samt reintroduceret i andre vestjyske vandløb. Det er ikke afklaret, om den udgør en særskilt art i forhold til helten (Christensen & Hvidt, 1990). En række danske heltbestande har været undersøgt v.hj.a. enzymelektroforese (Vasegård, 1992), og der foregår for tiden en ny undersøgelse baseret på DNA-teknikker.

Nogle heltudsætninger er alene baseret på egen avl (f.eks. Ringkøbing Fjord), mens der andre steder stadig foregår udsætninger baseret på ikke-lokalt materiale (f.eks. udsættes helt fra Kilen v. Struer i Nissum Fjord).

Stalling

Der findes nogle få undersøgelser af stallingens genetiske populationsstruktur, baseret på enzymelektroforese (Bouvet *et al.*, 1990). Der synes at være tale om meget store genetiske forskelle mellem bestande fra forskellige vandløbssystemer. I Danmark er stallingen kun naturligt udbredt i en række vestjyske vandløbssystemer, såsom Storåen og Skjern Å m.fl. Den er imidlertid også blevet introduceret i den øvre del af Gudenåen og har her dannet permanente bestande.

Der foregår nu og da udsætninger af stalling. Det har mest drejet sig om at genetablere bestande, hvor de oprindelige bestande antages at være udryddede (især Kongeåen).

Gedde

Gedden er en ferskvandsfisk, som findes vidt udbredt over hele landet. Omkring Sydsjælland og i de mere ferske dele af Østersøen (bl.a. omkring Bornholm) findes også bestande af brakvandsgedder. Der foreligger praktisk taget intet om geddens genetiske populationsstruktur. Imidlertid findes gedden ofte i søer, hvor der må formodes at være tale om isolerede bestande. Som beskrevet i afsnittet om helt er det derfor sandsynligt, at sådanne bestande kan være tilpasset lokale forhold.

Som udsætningsmateriale bruges afkom af vildfisk fra enkelte sjællandske og jyske søer. Disse fisk udsættes i en række andre søer over hele landet, dvs. der bruges ikke afkom af lokale vildfisk.

Ål

For ålens vedkommende er der ikke tale om kunstigt opdrættede fisk, da det indtil videre ikke er muligt at opformere denne art. Der er derimod tale om transplantationer, idet glasål fra først og fremmest sydeuropæiske lande samt Nordafrika importeres til udsætning. Hidtidige populationsgenetiske undersøgelser tyder på, at europæisk ål i hele dens udbredelsesområde udgør én stor genetisk homogen bestand (Williams & Koehn, 1984).

Flodkrebs

Der vides p.t. kun lidt om flodkrebsens genetiske populationsstruktur, omend bl.a. Fevolden *et al.* (1994) har publiceret nogle foreløbige resultater. Udsætningsmaterialet stammer ofte fra tilfældige bestande, dvs. der bruges ikke afkom fra lokale krebsebestande. Det skal dog også nævnes, at de fleste udsætninger af krebs foregår med henblik på at skabe bestande i isolerede småsøer og damme, hvor der ikke i forvejen findes krebs, og hvor der er lille sandsynlighed for kontakt med vilde krebsebestande.

Karpe, sandart, suder

Karpe og sandart er introducerede arter i Danmark og for suderens vedkommende er antallet af udsatte fisk forsvindende lille.

Marine arter

De fleste marine fiskearter udmærker sig ved meget store populationsstørrelser. Det har bl.a. til følge, at der foregår meget lidt tilfældig genetisk drift, og man vil derfor ud fra teoretiske forudsætninger have vanskeligt ved at finde større genetiske forskelle mellem bestande ved undersøgelser, hvor man benytter sig af selektivt neutrale markører (Carvalho & Hauser,

1995). Det er derfor meget svært at afgøre, om små genetiske forskelle mellem bestande skyldes kraftigt genflow eller blot er et resultat af store populationsstørrelser. Samtidig, som beskrevet i afsnittet om ørred, er mulighederne for tilstedeværelse af lokale tilpasninger størst i meget store populationer. Det kan derfor ikke udelukkes, at der faktisk kan findes lokale tilpasninger i bestande af marine fisk, selv om man ikke kan konstatere genetiske forskelle mellem disse ved brug af molekylære markører. Nyere typer markører (især såkaldte microsatelliter) rapporteres dog med succes at kunne bruges til at adskille bestande (bl.a. Wright & Bentzen, 1995). I lyset af dette bør man være forsigtig med at "overfortolke" resultater af hidtidige undersøgelser af marine arter (Pogson *et al.*, 1995).

For torskens vedkommende ser Østersø-torsk ud til at være genetisk ret forskellige fra andre bestande, mens der ikke er konstateret større forskelle mellem deciderede atlantiske bestande (Mork *et al.*, 1985; Galvin *et al.*, 1995). Der hersker en del tvivl om, hvorvidt der i indre farvande, såsom fjorde, findes genetisk distinkte populationer (f.eks. Dahle, 1991; Carr *et al.*, 1995).

Der findes ingen eller for få resultater vedr. pighvarre, rødspætte og skrubbe til at kunne konkludere noget vedr. deres genetiske populationsstruktur. For pighvarrens vedkommende har hidtidige undersøgelser v.hj.a. enzymelektroforese været vanskeliggjort af meget ringe genetisk variation i disse markører (Blanquer *et al.*, 1992). Der foreligger nogle få resultater vedr. skrubbe fra danske farvande (Simonsen *et al.*, 1988).

Der foretages ikke længere udsætning af torsk. Pighvarre udsat i Kattegat og Limfjorden stammer fra et norsk opdrætsanlæg (v. Flekkefjord), og de opdrættede fisk stammer oprindelig fra dette farvandsområde. Pighvarre udsat omkring Langeland stammer fra et tysk opdrætsanlæg, hvor moderfiskebestanden er baseret på fisk fra den vestlige Østersø. Både opdræt af skrubber og rødspætter foregår på basis af lokalt materiale.

3. Nationale og internationale forpligtigelser og hensigtserklæringer.

Der findes en række nationale og internationale traktater, "code of conducts" m.v., som berører emner direkte eller indirekte relateret til fiskeudsætninger. Nedenfor vil blive givet en kort oversigt over de vigtigste punkter af relevans:

***Bern-Konventionen** af 19. september 1979 om beskyttelse af Europas vilde dyr og planter samt naturlige levesteder.*

Danmark har ratificeret Bern-Konventionen, som kort fortalt drejer sig om beskyttelse af truede plante- og dyrearter i Europa. Af arter relevante i forbindelse med udsætninger findes atlantisk laks (*Salmo salar*), stalling (*Thymallus thymallus*) samt alle helt-arter (*Coregonus spp.*) opført på liste III, "beskyttede arter". Dette indebærer bl.a. at:

"Artikel 2: De kontraherende parter skal træffe de nødvendige foranstaltninger for at opretholde bestanden af vilde dyr og planter på, eller tilpasse den til, et niveau, som svarer til de særlige økologiske, videnskabelige og kulturelle behov, idet der samtidig tages hensyn til de økonomiske og rekreative behov og behov hos underarter, geografiske racer eller former, som trues lokalt".

"Artikel 7:
1. Hver kontraherende part skal træffe passende og nødvendige lovgivningsmæssige og administrative foranstaltninger for at sikre beskyttelse af de vilde dyrearter, som er anført i liste III.
2. Enhver udnyttelse af de vilde dyrearter, som er anført i liste III, skal under hensyntagen til bestemmelserne i artikel 2 reguleres med henblik på at forebygge, at bestandene bliver truet.
3. De foranstaltninger, som skal træffes, skal omfatte:
a. fredningstider og/eller andre fremgangsmåder til regulering af udnyttelsen.
b. i egnede tilfælde midlertidigt eller lokalt forbud mod udnyttelse med henblik på at genoprette tilfredsstillende bestandsstørrelser.
c. passende regulering af salg, opbevaring, transport eller udbud med salg for øje af levende og døde vilde dyr."

"Artikel 8:
I forbindelse med indfangning eller ihjelslagtning af de vilde dyrearter, som er anført i liste III, [.....], skal de kontraherende parter forbyde anvendelsen af ikke-selektive fangst- og drabsmetoder og af alle midler, som vil kunne medføre, at bestande af en art forsvinder i et lokalt område eller forstyrres alvorligt, samt navnlig anvendelsen af de midler, som er opregnet i liste IV."

"Artikel 10:
[.....] 2. De kontraherende parter skal træffe foranstaltninger for at sikre, at fredningstiderne

og/eller de øvrige fremgangsmåder vedrørende regulering af udnyttelse, som er fastsat i henhold til artikel 7 stk. 3 a, er tilrettelagt på fyldestgørende og passende måde med henblik på at tilgodese kravene for de migrerende arter, der er anført i liste III."

"Artikel 11:
[.....]
2. Hver kontraherende part forpligtiger sig til :
a. at støtte genindførelsen af naturligt hjemmehørende arter af vilde dyr og planter, når dette vil bidrage til bevaringen af en truet art, forudsat at der først gennemføres en undersøgelse i lyset af de erfaringer, der er gjort af andre kontraherende parter, for at fastslå, om en sådan genindførelse vil være effektiv og acceptabel.
b. at føre streng kontrol med indførelsen af ikke naturligt hjemmehørende arter.
[.....]"

FAO's** Draft **Code of Conduct for Responsible Fisheries (vers. april 1995).

Denne code of conduct giver retningslinier for, hvordan fiskeri og fiskeri-relaterede aktiviteter bør foregå, ud fra miljømæssige, socioøkonomiske og en række andre hensyn. Forsigtigheds-princippet (precautionary approach), dvs. at i tilfælde af utilstrækkelig viden bør al tvivl komme (i dette tilfælde) miljøet til gode, ligger generelt til grund for retningslinierne. I særdeleshed hedder det i artikel 5 stk. 1 således:
[.....] **"The absence of adequate scientific information should not be used as a reason for postponing or failing to take measures to conserve target species, related or dependent species and non-target species and their environment"** (min fremhævelse).

Flg. punkter er særligt relevante i forbindelse med udsætninger:

8.1.2. "States should promote responsible development and management of aquaculture, including an advance evaluation of the effects of aquaculture development on genetic diversity and ecosystem integrity, based on the best available scientific information."

8.3.1. "States should conserve genetic diversity and maintain integrity of aquatic communities and ecosystems by appropriate management. In particular, efforts should be undertaken to minimize the harmful effects of introducing non-native species or genetically altered stocks used for aquaculture including culture-based fisheries into waters; this especially so where there is a significant potential for their spreading into the waters under jurisdiction of both the

State of origin and other States. States should, whenever possible, promote steps to minimize adverse genetic, disease and other effects of escaped farmed fish on wild stocks."

8.3.3. "States should, in order to minimize risks of disease transfer and other adverse effects on wild and cultured stocks, encourage adoption of appropriate practices in the genetic improvement of brood stocks, [.....]. States should facilitate the preparation and implementation of appropriate national codes of practice and procedures to this effect".

8.3.5. "States should, where appropriate, promote research and, when feasible, the development of culture techniques for endangered species to protect, rehabilitate and enhance their stocks, taking account of the critical need to conserve genetic diversity of endangered species".

I Nordisk Ministerråds ***Nordisk Miljø- og Fiskeristrategi*** er man til dels inde på samme emner. Her drejer det sig ikke om en code of conduct, men om emner, som man mener bør gøres til genstand for et udvidet nordisk samarbejde. Der lægges bl.a. vægt på følgende:

2.2.3. "Ministerrådet vil sammenfatte eksisterende viden om udsætning af fisk, særligt laks og ørred, og analysere hvilke effekter udsætningerne har haft på hyppigheden, genetisk sammensætning og udbredelsen af sygdomme hos fisk og på biodiversiteten i det marine økosystem.

Ministerrådet vil på baggrund af konventionen om biologisk mangfoldighed arbejde for en fælles nordisk indsats med det formål at bevare bestanden af vild laks".

2.2.4. "På grundlag af dette vil Ministerrådet støtte arbejdet indenfor ICES og andre relevante internationale organisationer, som har til formål at søge at mindske negative effekter af udsætninger. I lyset af dette arbejde vil Ministerrådet vurdere behovet for koordinerede regler om udsætning (bevidst eller ubevidst) af fisk og andre organismer med henblik på at bevare biodiversiteten og begrænse spredningen af sygdomme".

Der findes endvidere to codes of conduct fra ICES og EIFAC vedr. introduktion af fremmede arter og genetisk modificerede organismer (GMO'er) (hhv. ***Code of practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms*** og ***Codes of Practice and Manual of Procedures for Consideration of Introductions and Transfers of Marine and Freshwater Organisms***). Disse er dog ikke umiddelbart relevante for dansk udsætningspraksis, som stort set udelukkende er baseret på udsætning af arter, som er naturligt hjemmehørende i den danske natur.

Introduktion af fremmede arter er et område, som hører under Skov- og Naturstyrelsen. Beslutningsprocedurer vedr. GMO'er foregår i EU-regi.

I Miljø- og Energiministeriets ***Natur- og miljøpolitisk redegørelse 1995*** berøres fiskeudsætninger flere steder. Især gøres der opmærksom på, at man skal undgå "genetisk ensretning", og at der føres en meget restriktiv politik vedrørende introduktion/udsætning af fremmede arter (s. 345). Endvidere hedder det, at "[....] Det er derfor den generelle målsætning at reducere antallet af udsætninger til et minimum i forbindelse med, at de fysiske forhold forbedres, forureningsbidragene mindskes, og der etableres selvreproducerende/bæredygtige bestande i både ferske og salte vande. Det må derfor ikke være målet med udsætninger at etablere fiskebestande i de naturlige salte og ferske vande, der alene skal udnyttes til kommercielt fiskeri, som f.eks. "Put and take" fiskeri" (s. 349). Endelig hedder det i beskrivelsen af "Fremtidig fiskeriforvaltning": "Det omfattende fiskeplejeprogram for ophjælpning af fiskebestandene med udsætning af fiskeyngel i ferske og salte vande vil blive miljøkonsekvensvurderet og det fortsatte program tilrettelagt i lyset heraf" (s. 353).

I den danske ***Rødliste*** er laksen anført som "akut truet" (det drejer sig om den eneste tilbageværende oprindelige bestand i Skjern Å). Snæbel, stalling og ørred er anført som "sjældne". For ørredens vedkommende menes der hermed forekomsten af oprindelige, vilde bestande.

Sluttelig skal nævnes Naturbeskyttelsesrådets notat ***Om autencitet og faunaforfalskning***, hvori der lægges stor vægt på at tage genetiske hensyn ved fiskeudsætninger og i særdeleshed opretholde den "genetiske autencitet".

Måske med undtagelse af Bern-Konventionen, hvori tre af arterne, som er genstand for udsætninger (laks, *Coregonus*-arter og stalling), er anført som "beskyttede", er der tale om meget generelle retningslinier og hensigtserklæringer. Disse kan opsummeres som følger:

-Udsætninger må ikke føre til negative påvirkninger af andre fiskearter og i det hele taget det omgivende økosystem.

-Udsætninger må ikke føre til negative genetiske påvirkninger af bestande af vilde artsfæller eller nærtbeslægtede arter via hybridisering. Der skal tages hensyn til den "genetiske autencitet", dvs. udsætningsmateriale så nært beslægtet med tilstedeværende naturlige bestande som muligt skal benyttes. Ved genindførelse af arter, som er blevet udryddet fra den danske natur, skal de udsatte individer være så nært beslægtet som muligt med de

oprindelige bestande.

-Forskning vedr. de to ovennævnte punkter skal prioriteres højt, således at beslutninger vedr. udsætninger kan tages på det bedst mulige videnskabelige grundlag.

-Introduktion af fremmede arter (samt udsætninger af genetisk modificerede organismer) er i Danmark underlagt meget strenge krav. Behandling af problemstillinger relateret til dette foretages i Danmark af Skov- og Naturstyrelsen.

-Beslutninger skal tages i henhold til forsigtighedsprincippet, dvs. evt. tvivl skal komme de berørte arter og miljøet til gode.

Hvordan disse meget generelle rekommendationer kan udmøntes i mere praktiske retningslinier vil blive beskrevet senere. Ligeledes vil en række punkter vedr. udsætningers formål og effekt blive taget op.

4. Formål og beslutningsprocedurer i forbindelse med udsætninger

4.1 Indledning

Et ofte kritiseret punkt i forbindelse med udsætninger drejer sig om hele formålet med at udsætte fisk og de bagved liggende beslutningsprocedurer. I mange lande og i mange udsætningssituationer er formålet med en given udsætningsaktivitet ofte vagt eller slet ikke formuleret, ligesom der ikke laves opfølgende undersøgelser for at vurdere effekten af udsætningerne (Cowx, 1994).

4.2 Udsætningers formål

Udsætninger kan kategoriseres efter deres formål som følger (delvis efter Cowx (1994) med tilføjelse af flere kategorier):

A. "Conservation" -udsætninger

Hermed menes udsætninger, som har til formål at redde bestande eller arter fra at uddø. Sådanne udsætninger er i det lange løb perspektivløse, hvis man ikke samtidig søger at løse det/de problemer, som har ført til, at bestanden/arten er truet.

Der er i Danmark i praksis to udsætningsaktiviteter, som kan henføres til denne kategori, nemlig udsætning af snæbel samt udsætning af laks i Skjern Å. Snæbelen var stærkt truet og var fra tidligere at have været udbredt i de fleste vandløb, der udmunder i Nordsøen fra Rhinen til syd for Skjern Å, nu kun at finde i Vidå -systemet. Årsagerne til dens tilbagegang blev identificeret (bl. a. skyldtes det spærringer og regulering af vandløb, som førte til, at yngelen blev skyllet direkte ud i havet) og afhjulpet. Sideløbende hermed iværksattes opdræt, og snæbelen blev udsat i de danske vandløb, hvor den tidligere havde været udbredt. Da bestandene formodedes at være genetableret, stoppedes udsætningerne, bl.a. for at følge hvor og i hvor høj grad der var tale om etablering af selvreproducerende bestande.

Udsætningerne af laks i Skjern Å må også betegnes som "conservation -udsætninger", idet der er risiko for, at bestanden vil uddø, hvis ikke der foretages udsætninger til supplering af bestanden. Imidlertid har man gennem en årrække ikke afhjulpet et problem, som er en vigtig årsag til bestandens tilbagegang, nemlig garnfiskeriet på Ringkøbing Fjord (Dieperink, 1995). Dette harmonerer således mindre godt med Bern-Konventionens artikler 2, 7, 8 og 10. Man er dog opmærksom på problemet, og der arbejdes nu på at finde en løsning.

B. Udsætninger med henblik på genetablering af bestande, hvor de oprindelige bestande er blevet udryddet

Mange bestande af især laksefisk, er blevet udryddet i Danmark på grund af ufavorable ændringer i miljøet. Et formål med udsætninger kan være at genskabe bestande på lokaliteter, hvor de oprindelige bestande er uddøde. Det siger sig selv, at denne type udsætninger er meningsløse, hvis man ikke samtidig har sørget for, at de miljømæssige forudsætninger for en succesrig genetablering er til stede (der kan dog selvfølgelig være andre grunde til at sætte fisk ud, før de miljømæssige forhold er tilstrækkelig gode til at naturlig reproduktion kan foregå, se pkt. C og D). Endvidere skal der benyttes et hensigtsmæssigt udsætningsmateriale. Det må antages at være mindre hensigtsmæssigt at forsøge at foretage en genetablering af en selvreproducerende bestand ved at udsætte dambrugsfisk, som gennem generationer har gennemgået selektion for træk, som er gavnlige under dambrugsforhold men kan være uhensigtsmæssige i naturen.

Forsøgene på at genskabe laksebestande i en række danske vandløb er eksempler på denne type udsætninger.

C. Kompensationsudsætninger

I tilfælde, hvor eksempelvis etablering af dambrug eller vandkraftværker har ødelagt gy-

depladser eller umuliggjort adgang til disse, kompenseres ofte for den medfølgende nedgang i bestandsstørrelse ved at udsætte fisk. "Pligtudsætninger" af ørred er et typisk eksempel på dette.

D. Udsætninger med henblik på at forøge bestandsstørrelser til gavn for fiskeriet

Det egentlige formål med langt de fleste udsætninger, som foregår i Danmark, er at forøge bestandsstørrelserne med henblik på at opnå et forbedret rekreativt eller erhvervsmæssigt fiskeri. Det er der i sig selv ikke noget odiøst i, så længe udsætningerne foregår på et forsvarligt biologisk grundlag og ikke har negative konsekvenser for vilde artsfæller og det omgivende miljø. Mange af disse udsætninger tilhører for så vidt også kategorien kompensationsudsætninger. Eksempelvis foregår udsætning af ørredyngel og -etårsfisk i vandløb med den hensigt at kompensere for den forringelse af gydemulighederne, som desværre har fundet sted i de fleste danske vandløb. Fra en mere økologisk betragtning er disse udsætninger således også velbegrundede. Udsætninger af smolt direkte på kysten har derimod mere karakter af egentlig "sea ranching" (dvs. udsætning af ungfisk med henblik på at "høste" af dem i voksen størrelse).

Desværre præsenteres selv deciderede "sea ranching" -udsætninger, f.eks. udsætninger af ørred på kysten, nogle gange som "conservation-udsætninger" eller forsøg på genetablering af bestande. I realiteten kan sådanne udsætninger imidlertid have den modsatte effekt. Forsøger man eksempelvis på den ene side at udsætte fisk af vild oprindelse i et vandløb med henblik på at genetablere en naturlig bestand, og udsætter man samtidig dambrugsfisk på kysten i det samme område, er det en uheldig situation. Det er nemlig sandsynligt, at de udsatte dambrugsfisk vil gyde i de vandløb, hvor man netop forsøger at etablere vilde bestande. Herved vil der ske en uhensigtsmæssig genetisk opblanding af vildfisk og dambrugsfisk (disse problemstillinger vil blive beskrevet nærmere i kapitel 6).

E. Introduktion af nye arter

Udsætninger kan også have til formål at introducere nye arter, som muligvis kan danne basis for et nyt fiskeri. Således er sandarten bevidst blevet introduceret i den danske fauna for ca. 100 år siden. Man har dog i dag en noget anderledes holdning til sådanne introduktioner, nemlig at de absolut skal undgås. Ligeledes bør man undgå at introducere danske arter til egne af landet, hvor de ikke tidligere har været udbredt. Eksempelvis findes stallingen kun naturligt udbredt i Danmark i en række vestjyske åer, og introduktion af denne art til eksempelvis sjællandske vandløb må betegnes som faunaforfalskning.

F. Forskningsmæssige udsætninger

Udsætninger kan foregå i forskningsmæssigt øjemed. Eksempelvis kan man ved at udsætte mærkede fisk undersøge deres vandringsmønstre, vækst, dødelighed m.m. Ligeledes kan man ved at udsætte fisk på forskellige alderstrin og under forskellige forhold undersøge, hvilke udsætningsmetoder er de bedste.

G. Udsætninger med henblik på at udføre biomanipulation.

Endelig kan udsætninger foregå med et helt andet sigte, nemlig for med fuldt overlæg at ændre det akvatiske økosystem i en bedre retning (typisk i søer). I stærkt eutrofierede søer, som lider under en kraftig algevækst, findes en "ond cirkel": Da den pågældende sø er uklar p.gr.a. kraftig algevækst, trives rovfisk (gedde, aborre) dårligt, predationen på f.eks. skalle bliver mindre og de trives derfor uforholdsmæssigt godt. Disse fisk, ofte kaldet "fredfisk" eller "skidtfisk" under et, spiser store mængder zooplankton, og da der er så mange af dem, lider zooplankton stærkt under dette. Zooplankton lever endvidere fortrinsvis af alger, men da der er for lidt zooplankton stortrives algerne. Herved bliver søen stedse mere uklar, rovfiskene trives dårligere o.s.v.....

Man kan "biomanipulere" sådan en sø ved at udsætte rovfisk i så store mængder, at de gør et stort indhug i bestandene af zooplanktonædende fisk. Herved vil mængden af zooplankton stige, der vil foregå en større græsning på alger, og søen bliver igen klarvandet. I Danmark foregår denne type biomanipulation typisk ved at udsætte gedder (Berg *et al.*, 1996).

4.3 Beslutningsprocedurer

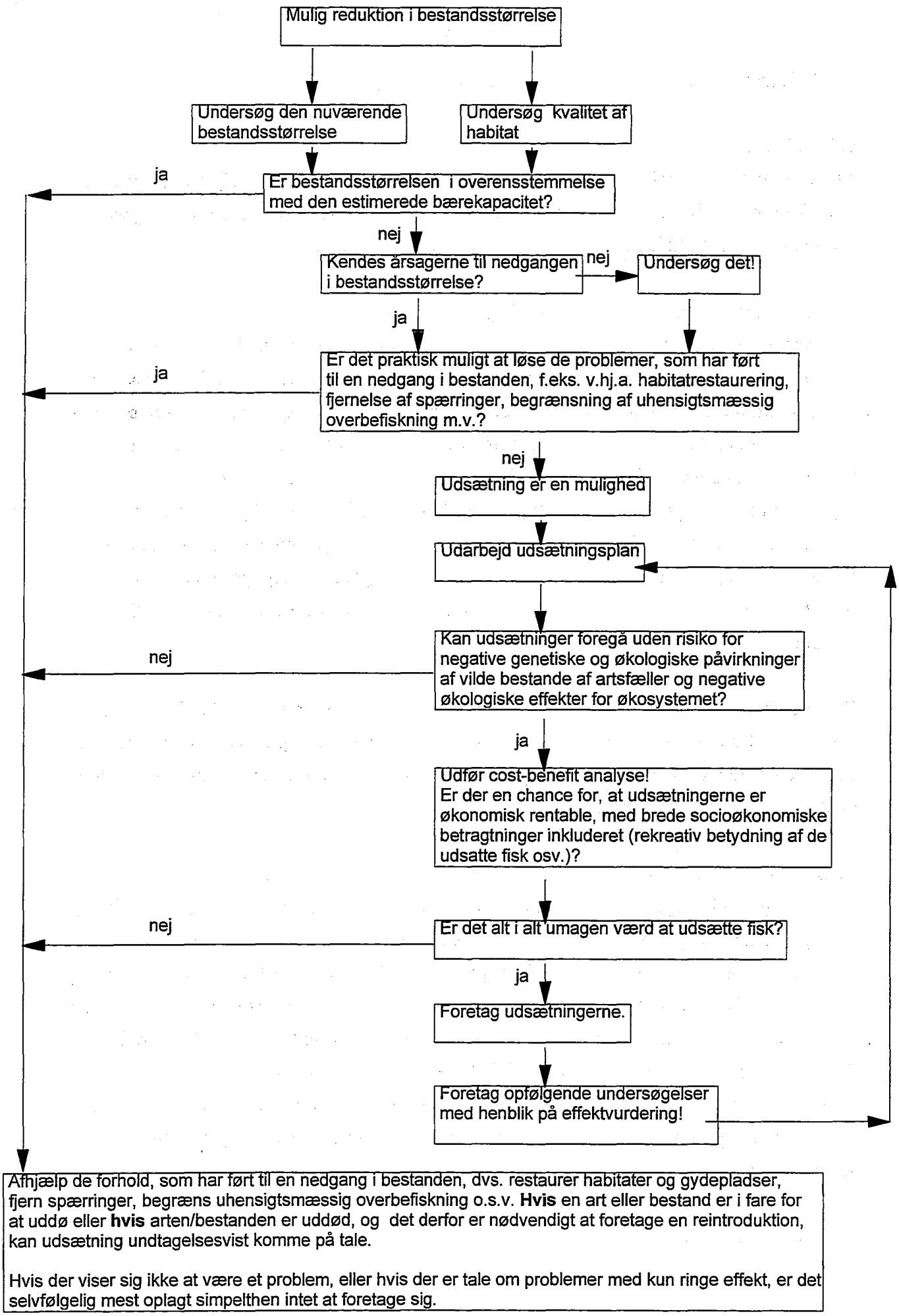
Som nævnt foregår de fleste udsætninger med det formål at forøge fiskebestandene. I mange tilfælde er der tale om, at en interessegruppe (rekreative ell. deciderede erhvervsfiskere, amter som er interesserede i at trække turister til m.v.) mener, der er for få fisk i et givet område. De foreslår derfor, at der udsættes fisk for at løse dette umiddelbare problem. Det er der naturligvis ikke i sig selv noget forkert i, men tages en beslutning om at udsætte fisk *udelukkende* på baggrund af sådanne ønsker, risikerer man at foretage udsætninger som ikke tjener andet formål end at stille en bestemt gruppe mennesker tilfreds. Det kan være, at der faktisk ikke reelt er tale om en nedgang i bestandsstørrelsen, i hvilket tilfælde man udsætter fisk i et antal, så man overskrider den naturlige bærekapacitet. Dette kan måske have negative effekter på det omgivende miljø, eller i bedste fald dør det overskydende antal fisk blot, således at der "kun" er tale om spild af tid og penge. Det er også en mulighed, at der reelt er sket en nedgang i bestandsstørrelse, men at udsætninger ikke kan rette op på dette. Dør et større antal fisk p.gr.a. ufavorable miljøforhold, løser det således ingen problemer at sætte flere fisk ud. Spørgsmålet

om udsætningers økonomiske rentabilitet skal naturligvis også gives en høj prioritet. Endelig bør man være opmærksom på, at kun udsætninger af type A og B (conservation-udsætninger og reintroduktioner) på længere sigt bidrager til at løse mere grundlæggende problemer end blot et umiddelbart ønske om flere fisk.

Udsætninger er således ikke et universalmiddel til løsning af allehånde problemer. Snarere bør man i en beslutningsproces som det første overveje, om man kan løse de problemer, som har ført til en nedgang i bestandsstørrelser. Først derefter bør udsætninger overvejes som et midlertidigt alternativ til mere varige løsninger. Hvis man har besluttet sig for at sætte ind med et udsætningsprogram, er det efterfølgende vigtigt at foretage opfølgende undersøgelser med henblik på at vurdere effektiviteten af udsætningerne. Giver en sådan effektvurdering et negativt resultat, kan man i tide justere eller helt stoppe udsætningerne.

Det skal her understreges, at man i Danmark har ret formaliserede beslutningsprocedurer vedrørende udsætninger. Således er det iflg. både Ferskvands- og Saltvandsfiskeriloven ikke tilladt at udsætte fisk uden Landbrugs- og Fiskeriministerens godkendelse. Endvidere sikrer udsætningsplanerne for ørred, laks og ål, at disse udsætninger er baseret på et biologisk fagligt grundlag. Det må derfor betegnes som usandsynligt, at der foregår udsætninger, hvor man overskrider den naturlige bærekapacitet. For de arter, hvor det er sværere at kvantificere bærekapaciteter m.v., foretages udsætninger også på det bedste foreliggende videngrundlag, og for de marine arters vedkommende har de hidtige udsætninger været så beskedne, at de *højst* har udgjort nogle få procent af de naturlige bestande. For god ordens skyld er imidlertid på fig. 1 skitseret, hvordan en ansvarlig beslutningsprocedure kan/bør se ud (modificeret fra Cowx, 1994).

Fig. 1. Skematiseret beslutningsproces i forbindelse med fiskeudsætninger. Modificeret efter Cowx (1994).



5. Økologiske problemer i forbindelse med udsætninger.

5.1 Indledning.

Et meget vigtigt punkt i den skitserede beslutningsproces på fig. 1 drejer sig om, hvorvidt der er risiko for negative konsekvenser af udsætninger. I de næste kapitler vil der blive gjort rede for, hvori sådanne økologiske og genetiske problemer kan bestå.

5.2 Ændring af bestandssammensætning.

Ændring af bestandssammensætning fremføres ofte som et potentielt problem i forbindelse med udsætninger. Det er dog også indlysende, at man faktisk ønsker en ændring af bestandssammensætningen, når man sætter fisk ud, da formålet jo er at forøge bestandsstørrelsen af de arter, som er genstand for udsætning. Derimod er det problematisk, hvis man udsætter så mange fisk, at man overskrider bærekapaciteten og/eller opnår bestandsstørrelser, som er højere, end de ville være under naturlige, uberørte forhold. Som det tidligere er blevet beskrevet, lægger man imidlertid stor vægt på at have pålidelige estimater for den naturlige bærekapacitet og ikke at overskride denne. Endvidere lægges der vægt på autencitetsprincippet, altså at der ikke udsættes andre arter og flere fisk, end der ville være under naturlige forhold.

De problemer, som kunne tænkes at forekomme, er for det meste relateret til fødebiologi, enten ved udsatte fisks predation på andre fisk, konkurrence om begrænsede føderessourcer, eller ved grundlæggende at ændre økosystemet i området, f.eks. ved at medvirke til en forøget opblomstring af planktoniske alger.

Da ørredudsætningerne har så stort et omfang i Danmark, er det vigtigt at vide, om de kan have en afgørende negativ indflydelse på bestandene af byttedyr. Med henblik på at undersøge disse problemstillinger i forbindelse med ørredudsætninger i saltvand er der blevet foretaget en undersøgelse af udsatte ørreders fødevalg i Roskilde Fjord (Geertz-Hansen & Pedersen, 1994). På trods af, at der blev udsat ørreder med en tæthed, som aldrig ville forekomme under normale udsætningsbetingelser, kunne man beregne, at de udsatte fisk højst ville være i stand til at fortære 5-15% af mængden af fødefisk. Sideløbende med ørredudsætningerne udsattes der en større mængde ål i området. Imidlertid fandtes der i ingen tilfælde ål i ørredmaver, så undersøgelsen tydede heller ikke på, at ørredudsætninger skulle have en negativ effekt på ålebestandene.

For heltens vedkommende har det vist sig, at denne art kan have en negativ indflydelse på

miljøet i søer; helt græsser kraftigt på zooplankton, som dermed ikke kan holde algevæksten nede (Berg *et al.*, 1994). Man fører som følge heraf nu en meget restriktiv politik i forbindelse med udsætning af helt i søer. Om lignende problemer gør sig gældende for helt i fjordområder (hvor der er tale om ret store mængder udsatte fisk), har man imidlertid endnu ikke undersøgt.

5.3 Overførsel af sygdomme.

Flytninger af fisk mellem områder, f.eks. via udsætninger eller udslip fra opdrætsanlæg, kan føre til, at sygdomme overføres fra disse fisk til vilde fiskebestande eller til andre opdrætsanlæg. Som eksempler kan nævnes *Gyrodactylus* og furunculose, som menes at være indført til Norge i forbindelse med import af hhv. Østersø-laks og regnbueørred (Heggberget *et al.*, 1993).

I Danmark træffes strenge forholdsregler med henblik på at undgå spredning af sygdomme via udsatte fisk. Eksempelvis har det altid været et krav, at udsætningsfisk skulle komme fra godkendte VHS-fri opdrætsanlæg. For yderligere at undgå spredning af sygdommen VHS er landet (og dermed vandløbssystemer) delt op i tre typer zoner, VHS-fri zone, observationszone og VHS-zone. Denne opdeling foregår på basis af, om der indenfor en årrække er blevet konstateret VHS på dambrug beliggende ved det pågældende vandløbssystem. I relation til udsætninger er det ikke tilladt at udsætte fisk fra dambrug i VHS-zoner i vandløb, som befinder sig i observations- eller VHS-fri zone, ligesom det ikke er tilladt at udsætte fisk fra observationszone i VHS-frie zoner. Derimod må man godt "gå den anden vej", f.eks. udsætte fisk fra VHS-fri zone i observationszone.

Problemerne vedr. spredning af fiskesygdomme sorterer under Veterinærdirektoratet, og der gøres i udsætningsplaner opmærksom på, at man skal kontakte denne myndighed.

5.4 Introduktion af fremmede arter.

Introduktion af fremmede arter er et problem, som i disse år er genstand for stor opmærksomhed. Der kan være tale om, at arter er blevet introduceret med fuldt overlæg, at fisk er importeret til opdræt i akvakultur, men er undsluppet herfra, eller at de er blevet introduceret ved "rent uheld", f.eks. i skibes ballastvandtanke (introduktioner af hork (*Acerina cernua*) i Nordamerika har således fundet sted på denne måde). Endelig har en helt fjerde mekanisme fået stedse større betydning, nemlig introduktioner via sportsfiskere (Crossman, 1991). Dette foregår typisk ved, at sportsfiskere medbringer levende agnfisk til et område, hvor den pågældende art ikke findes naturligt udbredt, og at ikke brugte agnfisk efter endt fiskeri

slippes fri. I Danmark er lille hundefisk (*Umbra pygmaea*) blevet introduceret på denne vis (S. Berg, pers. komm.). Ligeledes har regnløjen (*Leucaspius delineatus*) været brugt som agnfisk og er på denne måde blevet introduceret til danske søer, hvor den ikke er naturligt udbredt. I den sydjyske Skærsø har dette haft negative miljømæssige konsekvenser (Anonym, 1996).

Introduktioner af fremmede arter kan give ophav til en række problemer, hvoraf de fleste er nævnt tidligere. Således kan der være tale om kraftig predation af introducerede arter på oprindelige arter. Det værste eksempel på dette findes nok i Victoria-søen i Afrika, hvor introduktion af nilaborre har ført til, at flere hundrede arter af cichlider, som kun findes i denne sø, enten er udryddet eller stærkt truede (Ogutu-Ohwayo & Hecky, 1991). I Danmark har det vist sig, at sandart, som er en introduceret art, optræder som en meget kraftig predator på ørredsmolt (Koed, 1993).

Introducerede arter kan også simpelthen fortrænge lokale arter. Dette er bl.a. foregået i USA og Canada, hvor introduktion af den europæiske ørred (*Salmo trutta*) har ført til, at denne art i stort omfang har fortrængt den lokale kildeørred (*Salvelinus fontinalis*) (Krueger & May, 1991).

Introducerede arter kan også fungere som resistente bærere af sygdomme. Eksempelvis er den introducerede signalkrebs resistent bærer af krebsepest, som har udryddet store dele af den naturlige krebsebestand. Der gives nu ikke længere tilladelse til udsætning af signalkrebs, men der findes ikke hjemmel i nogen lovgivning til at udrydde de allerede etablerede bestande (S. Berg, pers. komm.).

Introducerede arter kan i nogle tilfælde hybridisere (altså "krydses") med nært beslægtede lokale arter. Bl.a. har udsætninger af regnbueørred (*Oncorhynchus mykiss*) i USA i flere områder ført til udbredt hybridisering med lokale bestande af cutthroat-ørred (*O. clarki*). Det har resulteret i, at mange lokale cutthroat -bestande nu er blevet erstattet af cutthroat-regnbue-ørred "hybrid swarms" (altså "hybridsværme") (Krueger & May, 1991).

Endelig kan introducerede arter føre til problemer, som mere drejer sig om natursyn og æstetik, nemlig såkaldt "faunaforfalskning". Dette må også være betegnelsen, hvis man udsætter arter indenfor landets grænser i vande, hvor de ikke optræder naturligt. Et eksempel på dette kunne være udsætning af stalling i fynske eller sjællandske vandløb, eller for den sags skyld i Gudenåen, hvor det rent faktisk har fundet sted.

Som tidligere nævnt varetager Skov- og Naturstyrelsen problemstillinger vedr. introduktion af fremmede arter. Af de arter, som er genstand for udsætninger, må sandart, karpe og regnbueørred betegnes som introducerede. For de to førstnævnte arter er der tale om beskedne udsætningsmængder. For regnbueørredens vedkommende er udsætningerne også begrænsede. Imidlertid undslipper hvert år adskillige tusinde fisk fra danske dambrug. I modsætning til disse udslip foregår udsætningerne kun i nogle få, små lukkede søer. Regnbueørreden har ikke været i stand til at etablere permanente selvreproducerende bestande i Danmark (G. Rasmussen, pers. komm.), mens der nu findes selvreproducerende bestande af karpe og især sandart i store dele af landet.

5.5 Forøget fiskeritryk.

Endelig kan der opstå et decideret fiskerimæssigt problem i forbindelse med udsætninger. Øger man mængden af fisk ved hjælp af udsætninger, vil det tiltrække flere fiskere, og fiskeritrykket vil forøges. Hvis der findes vilde bestande af den pågældende art i det samme område, vil fiskeritrykket på disse dermed også blive øget, hvilket kan medføre en formindsket bestandsstørrelse. Det er derfor uheldigt kunstigt at opretholde eller skabe et fiskeri i områder, hvor der i forvejen findes sårbare eller truede bestande.

Denne type problem lader sig vanskeligt løse på andre måder end ved at minimere eller undlade at foretage udsætninger. I nogle situationer (f.eks. når det drejer sig om sportsfiskeri) kan det eventuelt lade sig gøre at mærke alle udsatte fisk. Der kan så stilles krav om genudsætning af fisk, som ikke er mærkede, og dermed muligvis kan tilhøre en sårbar bestand.

5.6 Økologiske problemer, konklusion.

Det er næppe sandsynligt, at de nuværende udsætninger af ørred og laks giver anledning til økologiske problemer, som skitseret ovenfor. Der kunne imidlertid være behov for at undersøge, om udsætning af helt i brakvand har negative miljømæssige konsekvenser. Udsætninger er underlagt streng veterinær kontrol for at forebygge spredning af sygdomme via udsatte fisk, og for at undgå problemer med introduktioner føres en meget restriktiv udsætningspolitik. De arter, som er introduceret til Danmark og er genstand for udsætninger, er i øvrigt i praksis reproduktivt isolerede fra oprindelige danske arter (med undtagelse af karpen, som kan hybridisere med karudsen). Hybridiseringsproblemer er derfor ikke sandsynlige. Det forøgede fiskeritryk, som kan være en konsekvens af udsætninger, er et problem, som man bør være opmærksom på i alle udsætningssituationer.

6. Genetiske problemer i forbindelse med udsætninger.

6.1. Indledning.

Det er af største vigtighed at bevare den genetiske variation fordelt i og imellem bestande af fiskearter. Dels er genetisk variation en bestands/arts "råstof", som kan muliggøre fortsat tilpasning til ændrede miljøforhold, ligesom forekomsten af gener involveret i sygdomsresistens er indlysende vigtig. Dels er det vigtigt at bevare genetisk variation, for eksempel sygdomsresistens og variation for væksthastighed, som kan være af betydning i situationer, hvor man beslutter sig for at foretage opdræt i akvakultur. Samtidig er imidlertid netop genflow fra opdrættede fisk til vilde artsfæller en alvorlig trussel mod opretholdelsen af bestandes og arters genetiske variation.

De genetiske problemer kan groft sagt deles op i to hovedtyper. Den ene type drejer sig om, hvilke negative effekter det har, hvis bestandsstørrelserne er for små, og der derfor foregår indavl og tab af variation. Den anden type problemer opstår, når der foregår en opblanding af genetisk forskellige bestande, f.eks. når dambrugsfisk sættes ud i vildfiskebestande. Resultatet heraf kan være såkaldt "udkrydsningsdepression", eller vildfiskenes genetiske variation erstattes af "dambrugsfiske -gener" ved en simpel "fortyndingsproces".

I det følgende vil de forskellige problemtyper kort blive gennemgået. Til dem, der måtte have brug for en basal forklaring af de grundlæggende principper i genetik (indavl etc.), er endvidere en artikel herom vedlagt som Appendix (har tidligere været bragt i Sportsfiskeren 4 og 5, 1996). Det skal understreges, at der er tale om meget komplicerede problemstillinger, som det vil føre alt for vidt at behandle udførligt i disse retningslinier. Særligt interesserede kan konsultere Hindar *et al.* (1991b), Waples (1991), Hansen & Loeschcke (1994), Waples & Do (1994) samt Allendorf & Waples (1996).

6.2 Indavl.

Indavl og tab af genetisk variation er problemer, som opstår i små bestande. I forbindelse med opdræt drejer det sig altså om noget så simpelt, som at man bruger for få moderfisk. Problemerne kan opstå i de dambrugsstammer, som leverer fisk til udsætning, i vilde bestande, som reduceres i antal, og, som vi skal se, som en vekselvirkning mellem populationsstørrelserne for både opdrættede fisk og naturlige bestande, som er genstand for udsætninger.

Alle organismer bærer rundt på en større mængde skadelige alleler (altså variant af det samme

gen), som imidlertid kun kommer til udtryk, når en organisme har to kopier af den samme allel (dvs. der er tale om recessivitet). Situationen, hvor en organisme har to kopier af samme allel, er definitionen på selve begrebet **indavl**. Indavl kan føre til såkaldt indavlsdepression, som giver sig udtryk i eksempelvis nedsat frugtbarhed, dårlig vækst, nedsat sygdomsresistens og i det hele taget høj dødelighed. For fuldstændighedens skyld bør det dog nævnes, at indavl ikke altid nødvendigvis fører til længerevarende indavlsdepression. Under visse omstændigheder kan selektion fjerne de skadelige alleler ("purging") (se f.eks. Hauser *et al.*, 1994), hvilket faktisk kan styrke den indavlede population, da den slipper af med en masse skadelig variation. Dette afhænger imidlertid af en lang række faktorer og må betragtes som særtilfælde (se f.eks. Hedrick, 1994), og generelt bør indavl anses for skadelig og som noget, man af alle kræfter bør undgå i forbindelse med fiskeudsætninger. Der er i udlandet blevet foretaget flere undersøgelser af, i hvor høj grad dambrugsstammer af diverse laksefisk er påvirket af indavl, og man har rent faktisk i mange tilfælde kunnet dokumentere indavl og indavlsdepression (se f.eks. reviews af Allendorf & Ryman, 1987; Hindar *et al.*, 1991b).

"Indavlsraten", altså hvor meget indavl, der akkummuleres per generation, afhænger af den såkaldte "effektive populationsstørrelse" (mere om denne i afsnit 6.4):

(6.2.1) $\Delta f = 1/(2N_e)$,

hvor Δf betegner indavlsraten, og N_e er den effektive populationsstørrelse.

Man har forsøgt at opstille nogle "minimums effektive populationsstørrelser", som skulle sikre, at problemer med indavl ikke bliver alt for store (bl.a. Soulé, 1980; Allendorf & Ryman, 1987 m.fl.). Indenfor korte tidsrum (altså få år) har anbefalingen lydt på en effektiv populationsstørrelse på 50 pr. generation. Det svarer til en indavlsrate på 1% pr. år. Eksperimenter med *Drosophila* (bananfluer) har vist, at ved denne effektive populationsstørrelse kan selektion modvirke, at skadelige kopier af gener p.gr.a. tilfældigheder (tilfældig genetisk drift, altså en slags "prøvetagningsfejl") fixeres i en bestand (Soulé, 1980). Med "fixeres" forstås her, at alle individer i en bestand får den samme variant af et bestemt gen. Hvis der er tale om længere tidsrum, skal man imidlertid op på væsentlig større effektive populationsstørrelser; Soulé's (1980) anbefaling går på 500 pr. generation, for at undgå at skadelige effekter akkummuleres over tid. Da stort set alle fiskeudsætninger foregår over en tidshorisont, som ikke skal opgøres i år, men snarere i årtier eller måske længere, er det klart, at man skal fokusere på sidstnævnte anbefaling, altså en effektiv populationsstørrelse på flere hundrede pr. generation.

6.3 Tab af genetisk variation.

Som nævnt i indledningen til dette kapitel er genetisk variation det "byggemateriale", som sikrer en arts eller bestands muligheder for at tilpasse sig ændrede miljøforhold. Det kunne eksempelvis dreje sig om tilpasning til ændrede klimatiske forhold, modstandsdygtighed overfor sygdomsepidemier m.m. En nærmere uddybning og et eksempel på dette er givet i Appendix'et.

Hvis der er tale om små effektive populationsstørrelser, er der imidlertid stor sandsynlighed for, at der foregår tab af vigtig variation. Især er alleler, som er sjældne men imidlertid på længere sigt også kan være af stor tilpasningsmæssig betydning, i fare for at gå tabt i små populationer. Meget simplificeret kan man beregne sandsynligheden for at miste en allel ($p_{(tab)}$) i løbet af én generation som:

(6.3.1) $$p_{(tab)} = (1 - f)^{2N},$$

hvor f er frekvensen af den pågældende allel og N betegner populationsstørrelsen. Man kan ved hjælp af dette beregne, at eksempelvis sandsynligheden for at miste en allel, som forekommer med en frekvens på 1%, med en effektiv populationsstørrelse på 50 (svarende til 25 forældrepar), vil være 37% -og dette blot i løbet af en enkelt generation. Dvs. ved den effektive populationsstørrelse på 50, som ofte anbefales for på kort sigt at undgå problemer med indavl, vil der foregå et betragteligt tab af alleler, som kan være af betydning for artens eller bestandens fremtidige overlevelsesmuligheder. Hvilke minimumsantal skal man da anbefale for at tilgodese bevarelsen af genetisk variation? Som det fremgår, afhænger det af, hvor sjælden variation man ønsker at bevare, så det er i virkeligheden et spørgsmål, der ikke findes et klart svar på. Vælger man imidlertid at sætte grænsen ved alleler med en frekvens på 1%, og sætter man som kriterie, at der kun må være en sandsynlighed på 1% for, at allelen går tabt i løbet af en generation, kan man beregne, at den effektive populationsstørrelse skal være på 230 pr. generation.

I lighed med problemer med indavl, er der også i adskillige tilfælde blevet dokumenteret tab af genetisk variation i dambrugsstammer af laksefisk (Allendorf & Ryman, 1987; Hindar *et al.*, 1991b). I en undersøgelse af danske dambrugsstammer af ørred, som leverer materiale til udsætninger, kunne der ikke dokumenteres tab af variation (Simonsen & Rasmussen, 1989). Imidlertid er den anvendte metode (enzymelektroforese) ikke særlig følsom overfor tab af variation. I en senere undersøgelse af de samme dambrugsstammer, baseret på analyse af

mitochondrie DNA, observeredes der formindsket variation i stort set alle dambrugsstammer i forhold til vilde ørredbestande (Hansen *et al.*, *submitted*). Denne metode er på grund af særlige forhold vedrørende nedarvningen af mitochondrie DNA imidlertid måske *for* følsom overfor tab af variation, og en undersøgelse baseret på analyse af såkaldte "microsatelliter" er derfor p.t. ved at blive foretaget.

6.4 Effektiv populationsstørrelse.

I de foregående afsnit blev begrebet "effektiv populationsstørrelse" brugt flere gange, og der vil her blive gjort nærmere rede for dets betydning.

Både problemer med indavl og tab af genetisk variation afhænger som nævnt af, hvor mange individer der findes i en population. Imidlertid er det ikke nok blot at tælle individer. I en bestand med eksempelvis 1000 individer, men kun én han og 999 hunner, vil alt afkom være halvsøskende, idet halvdelen af deres gener stammer fra den ene han. Det er umiddelbart indlysende, at i en sådan situation er der risiko for problemer med indavl, på trods af den store bestandsstørrelse. Man opererer derfor i stedet med en såkaldt "**effektiv populationsstørrelse**" (i det følgende betegnet $\mathbf{N_e}$), som er et centralt begreb i populationsgenetik og conservation biologi. Det er groft sagt et mål for en populations "genetiske værdi" i forhold til en "idealiseret population", dvs. en population med 1:1 kønsratio, tilfældig parring, konstant størrelse, ikke-overlappende generationer, og hvor antal afkom per individ er tilfældigt og poissonfordelt. N_e afhænger således blandt andet af kønsratio, varians i reproduktiv succes mellem individer, den harmoniske middelværdi af N_e over generationer, m.m. Især sammenhængen mellem kønsratio og N_e er vigtig og kan beskrives som følger:

(6.4.1) $$\mathbf{Ne = (4N_mN_f)/(N_m + N_f)}$$

hvor N_m betegner antal hanner og N_f antal hunner. Man kan selv overbevise sig om, at den effektive populationsstørrelse beregnet ud fra formel 6.4.1 **altid er mindre end den faktiske populationsstørrelse, hvis der ikke er lige mange individer af hvert køn**. Endvidere er den effektive populationsstørrelse aldrig større end 4 gange antallet af individer af det mindst forekommende køn. I eksemplet ovenfor med én han og 999 hunner ville den effektive populationsstørrelse således være 4.

M.h.t. variansen i reproduktiv succes mellem individer, vil der ikke blive gået i detaljer med dette. Det skal blot konstateres, at det er særdeles vigtigt i forbindelse med opdræt, at nogle fisk ikke bidrager uforholdsmæssigt meget mere til næste generation end andre, f.eks. fordi der bevidst selekteres for bestemte træk. **Jo større varians i antallet af afkom per individ,**

des mindre vil den effektive populationsstørrelse være.

Endelig, da den effektive populationsstørrelse over tid er en harmonisk middelværdi af N_e over generationer, er det vigtigt at undgå populations"flaskehalse", da disse vil have en stor negativ effekt på den samlede effektive populationsstørrelse.

For at maksimere den effektive populationsstørrelse i forbindelse med opdræt skal man altså være opmærksom på følgende:
-Man skal så vidt muligt bruge lige mange moderfisk af hvert køn.
-Man skal så vidt det er praktisk muligt sikre, at alle moderfisk får tilnærmelsesvis lige meget afkom. I hvert fald bør enkelte moderfisk ikke være kraftigt overrepræsenterede.
-Man skal undgå "flaskehalse", altså perioder, hvor der kun bruges meget få moderfisk.

Hos stort set alle fiskearter er der tale om overlappende generationer. I denne situation er den effektive populationsstørrelse per generation (N_e) bestemt ved:

(6.4.2) $\mathbf{N_e = \tau N_a}$

hvor τ betegner den gennemsnitlige generationslængde og N_a den effektive populationsstørrelse per år. Under danske forhold er τ for ørred ca. 4 år og for laks ca. 5 år.

Der skal desuden for god ordens skyld gøres opmærksom på, at den effektive populationsstørrelse ikke nødvendigvis er den samme, når man taler om akkumulering af indavl, tilfældig genetisk drift, og tab af variation. Det er især tilfældet for populationer, der ikke er af konstant størrelse (altså faldende eller stigende).

For nærmere uddybning kan i øvrigt henvises til Frankel & Soulé (1981) og Soulé (1987).

6.5 Effektiv populationsstørrelse i bestande, som er genstand for supplerende udsætninger.

En særlig type problemer med lav effektiv populationsstørrelse er specielt aktuelle i forbindelse med fiskeudsætninger. Det drejer sig om situationer, hvor en naturlig bestand suppleres med udsætningsmateriale baseret på en lille bestand af moderfisk. Her skal der kun gives en kort redegørelse, og det skal understreges, at det drejer sig om den effektive populationsstørrelse som er relateret til indavl. En nærmere beskrivelse af problemet kan findes i Ryman & Laikre (1991) og Ryman *et al.* (1995), og i sidstnævnte artikel gøres der også rede for, hvordan den "varians- effektive populationsstørrelse påvirkes (dette er meget kompliceret og vil ikke blive berørt her). Situationen er skitseret på fig. 2. Det totale antal gydefisk består af

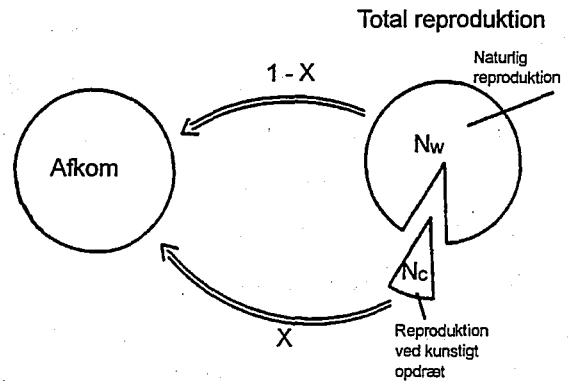


Fig. 2 Illustration af situation, hvor en naturligt reproducerende bestand suppleres med udsatte fisk, baseret på et begrænset antal moderfisk. Efter Ryman & Laikre (1991).

N_w vilde gydere, og N_c moderfisk, som bruges til produktion af udsætningsmateriale. Den totale mængde afkom består af en andel X, som udgøres af udsatte fisk, baseret på de N_c moderfisk, og en andel på 1 - X, som består af det naturligt producerede afkom, resultatet af de N_w fisks gydning. Den effektive populationsstørrelse (N_e) kan i denne situation beregnes ud fra:

(6.5.1) $$1/N_e = X^2/N_c + (1 - X)^2/N_w.$$

Man kan hurtigt overbevise sig om, at **stammer en stor del af den totale mængde yngel fra udsætninger** (dvs. X er stor), og **bruges der samtidig et meget lille antal moderfisk** (dvs. N_c er lille), **vil den samlede effektive populationsstørrelse blive meget lille, uanset om der foregår en hel del naturlig gydning** (dvs. N_w er stor). Dette er skitseret på fig. 3, hvor den samlede effektive populationsstørrelse (N_e) er afbildet som funktion som funktion af X, altså procentdelen af udsatte fisk i den samlede bestand. Den effektive populationsstørrelse i vildfiskene (N_w) er i alle situationer sat til 200, og fire kurver er tegnet for situationer med effektive populationsstørrelser for moderfiskene på hhv. 2, 10, 20 og 50. Det ses, at der ikke skal udsættes mange fisk, før den samlede effektive populationsstørrelse bliver væsentlig mindre end den effektive populationsstørrelse, som faktisk ville udgøres af vildfiskene, hvis man havde valgt *ikke* at sætte fisk ud. Med andre ord, man kan drastisk nedsætte den effektive populationsstørrelse i en ellers "genetisk sund" bestand, hvis man udsætter store mængder fisk baseret på få moderfisk. Løsningen på problemet består i første række i at bruge et tilstrækkeligt antal moderfisk i forbindelse med opdræt og i øvrigt at basere antallet af udsatte fisk på, hvor stor en reduktion i den effektive populationsstørrelse som kan accepteres.

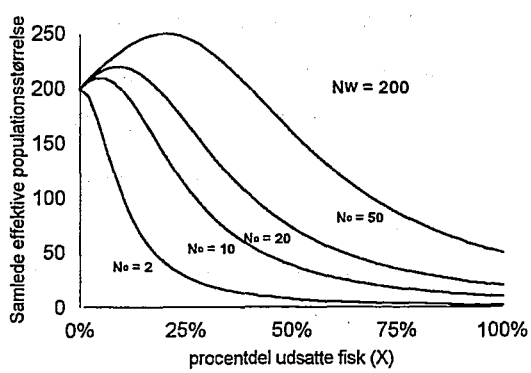


Fig. 3. Samlet effektiv populationsstørrelse som funktion af andelen af udsatte fisk (efter Ryman & Laikre, 1991). Den effektive populationsstørrelse for vildfisk (N_w) er fastsat til 200, og fire kurver er tegnet for effektive populationsstørrelser for moderfisk (N_c) på hhv. 2, 10, 20 og 50. Se tekst for nærmere forklaring.

Problemet er i princippet aktuelt i alle udsætningssituationer, men måske af særlig relevans i forbindelse med Skjern Å -laksen. Det

har gennem flere år kun været muligt at fange ganske få moderfisk, måske svarende til effektive populationsstørrelser på ca. 10 pr. år. Afkom af disse moderfisk er imidlertid blevet udsat i et antal, så de har udgjort ca. 90% af den samlede bestand. Den effektive populationsstørrelse for vilde gydere har nok været meget mindre end 200, men selv om vi antager, den har været så høj, har den samlede effektive populationsstørrelse ikke været højere end 12 pr. år (beregnet ved brug af formel 6.5.1). Der er altså grund til at være opmærksom på at undgå genetiske skadevirkninger i Skjern Å -laksen. Der er imidlertid ikke andre løsningsmuligheder end at løse de problemer, som fører til det meget beskedne antal opgangsfisk. Undlader man at udsætte laks, kan bestanden blive så lille, at den uddør af rent populationsdynamiske årsager.

Waples & Do (1994) har arbejdet videre med den problemstilling, som er beskrevet ovenfor. Omend artiklen i særlig grad beskæftiger sig med chinook -laks (*Oncorhynchus tschawytscha*), er resultaterne også relevante for Skjern Å -lakseproblematikken. De foretog computersimuleringer for at undersøge, hvilke konsekvenser det har for graden af indavl og genetisk variation, hvis en lille og truet bestand ophjælpes ved hjælp af udsætninger baseret på et lille antal moderfisk. De påviste, at næsten lige meget hvad, ville stort set al genetisk variation i bestanden i løbet af få generationer kunne føres tilbage til fisk, som var kunstigt opdrættede. Man kunne dog "redde" en stor del af den oprindelige variation ved at mærke alle udsatte fisk og *ikke* bruge dem som moderfisk i næste generation (denne strategi har man netop også brugt i Skjern Å). Der ville ske en stigning i graden af indavl, men hvis man samtidig forbedrede gydemulighederne, således at der ville være en større naturlig gydning, ville problemerne blive tilsvarende mindre. Det værste, man kunne gøre, ville være at forøge bestandsstørrelsen ved hjælp af udsætninger *uden* samtidig at løse de problemer, som havde ført til den oprindelige reduktion i populationsstørrelsen, og dernæst stoppe udsætningerne, således at bestandsstørrelsen faldt tilbage på det oprindelige leje. I det tilfælde ville der foregå et veritabelt indavls"crash". I relation til Skjern Å -laksen betyder det bl.a., at det værste, man nu kan gøre, vil være at stoppe udsætningerne. I stedet må man sideløbende med udsætningerne søge at løse de problemer, som resulterer i den formindskede opgang af gydefisk.

6.6 Andre genetiske ændringer i forbindelse med opdræt.

I decideret akvakultur vil man naturligvis bevidst selektere for produktionsmæssigt vigtige træk (hurtig vækst, stor størrelse osv.). Imidlertid foregår det samme efter alt at dømme i dambrugsstammer af ørred, som skal bruges til udsætning i naturen. I forbindelse med "egen avl", altså supplerende udsætninger baseret på moderfisk af lokal herkomst, har nogle (men heldigvis bestemt ikke alle) sportsfiskerforeninger misforstået budskabet, og selekterer

bevidst for større/ mere hurtigvoksende fisk. Man ændrer således bevidst naturlige bestandes genetiske sammensætning. Da bevidst selektion indebærer, at fisk med de træk, man selekterer for, får mere afkom end andre, forøger man også variansen i antal afkom pr. moderfisk. Som beskrevet i afsnit 6.4 fører det til en sænkning af den effektive populationsstørrelse. Det er ydermere klart, at forholdene i en opdrætssituation (f.eks. i et dambrug) er anderledes end under naturlige forhold. Det kan derfor være svært at undgå, at der foregår selektion og tilpasning til dambrugsforhold, som er uhensigtsmæssig i naturen. Man kan imidlertid forsinke denne tilpasning til dambrugsforhold ved at sørge for, at alle moderfisk får tilnærmelsesvis lige meget afkom, altså minimere variansen i antal afkom pr. moderfisk (Allendorf, 1993).

I denne sammenhæng må det også diskuteres, hvilke typer opdrætsanlæg egentlig er de mest velegnede til produktion af udsætningsmateriale. Ved opdræt af ørred og laks opereres i hovedsagen med to typer anlæg: Traditionelle udendørs "jorddamme" samt mere "moderne" indendørs recirkulerede anlæg, hvor en række faktorer (f.eks. temperatur) kan kontrolleres. I udendørs jorddambrug er fiskene underlagt naturlige temperatursvingninger, ændringer i lysintensitet og daglængde m.m. Fiskene har således mulighed for at tilpasse sig en naturlig årsrytme. I recirkulerede anlæg med mere konstante lys- og temperaturforhold kan man måske opnå en kraftigere vækst end i jorddambrug, men livsbetingelserne er også mere unaturlige. Holder man fisk gennem flere generationer i sådanne anlæg, kan man derfor forvente selektion for tilpasning til endnu mere unaturlige forhold end i jorddambrug. Selv hvis man udelukker alle genetiske betragtninger, er der grund til at frygte, at udsætningsfisk fra recirkulerede anlæg er vokset op under så unaturlige forhold, at de vil være dårligere til at tilpasse sig forholdene i naturen end fisk fra jorddamme. Jorddambrug må således antages at være de bedst egnede anlæg til produktion af udsætningsmateriale. Med til denne diskussion hører imidlertid også andre forhold, især jorddambrugs påvirkning af vandmiljøet contra recirkulerede opdrætsanlægs miljøbelastning i form af energiforbrug. Dette emne ligger dog udenfor rammerne af denne redegørelse.

For ørredens (og laksens) vedkommende ved man stadig for lidt om de genetiske forhold vedr. livshistorievariation (f.eks. havørred vs. bækørred). Små kønsmodne "dværghanner" (13-20 cm store) synes under naturlige forhold at stå for en stor del af befrugtningen (Jordan & Youngson, 1992). Meget tyder også på, at bækørreder og havørreder i samme vandløb tilhører samme bestand (Hindar *et al.*, 1991a), omend genetiske faktorer alligevel indirekte kan være involveret i, hvorvidt en ørred bliver af den ene eller anden type. Ved "egen avl" af ørred til udsætning avler man imidlertid ofte på bækørred og havørred hver for sig, og de kønsmodne

dværghanner bruger man slet ikke i avlen. De reelle biologiske forhold afspejles således ikke i opdrættet, og det er muligt, at der vil foregå ændringer af bestandens genetiske sammensætning.

6.7 Genetiske forskelle på dambrugs- og vildfisk.

Før der vil blive gjort rede for konsekvenserne af genflow fra opdrættede til vilde fisk, er det relevant at stille spørgsmålet, om og hvordan dambrugsfisk adskiller sig genetisk fra vildfisk.

Alle dambrugsstammer er naturligvis på et eller andet tidspunkt blevet grundlagt ved, at man har fanget nogle vilde moderfisk og avlet videre på disse. For de danske ørreddambrugsstammers vedkommende er det i enkelte tilfælde foregået for mere end hundrede år siden, men generelt varierer alderen for stammerne en del. Desuden er der ofte foregået udveksling af fisk mellem dambrug, og flere nye stammer er blevet grundlagt ud fra fisk fra etablerede dambrugsstammer snarere end på basis af vildfisk. (Simonsen & Rasmussen, 1989; Hansen *et al.*, *submitted*).

I nogle lande, bl.a. Schweiz, udsættes i vilde ørredbestande dambrugsørreder fra genetisk anderledes racer (Largiader & Scholl, 1995; 1996). I Danmark er de vilde ørredbestande af den såkaldte "Atlantiske" race (Bernatchez *et al.*, 1992). Foreløbige resultater fra danske dambrugsstammer tyder ikke på, at de skulle være baseret på ørreder fra andre end den Atlantiske race, omend nogle stammer iflg. dambrugerne skulle være af delvis schweizisk oprindelse (Simonsen & Rasmussen, 1989). Generelt er de danske ørreddambrugsstammer dog blevet etableret på basis af fisk fra jyske vandløb, omend den præcise oprindelse i flere tilfælde fortaber sig i det uvisse. Da der imidlertid kan være store genetiske forskelle på ørredstammer som sådan, kan man ved at udsætte dambrugsfisk af ikke-specificeret oprindelse i vandløb med vilde ørredbestande risikere, at de to grupper af fisk afviger genetisk fra hinanden, simpelthen fordi de repræsenterer forskellige stammer.

Hvis man sammenligner fordelingen af genetisk variation i alle danske ørreddambrugsstammer, er der tale om ret store forskelle. Imidlertid leverer mange af disse kun beskedne mængder fisk til udsætning. De fire mest brugte stammer, som leverer ca. 80% af alle udsatte dambrugsørreder, udviser begrænsede genetiske forskelle, hvilket stemmer overens med oplysninger om, at de helt eller delvis oprindelig skulle være blevet etableret på basis af den samme stamme (Simonsen & Rasmussen, 1989; Hansen *et al.*, *submitted*). Der arbejdes for tiden med yderligere at belyse dette punkt.

Som nævnt i afsnit 6.3, er der observeret formindsket genetisk variation i flere danske ørreddambrugsstammer, men på nuværende tidspunkt er det ikke muligt at bedømme, hvor alvorligt et tab, der er tale om. Det er dog ret sandsynligt, at der er foregået andre genetiske ændringer i dambrugsstammerne, dels som følge af, at dambrugere bevidst har selekteret for bestemte træk, f.eks. hurtig vækst, dels som et resultat af de fundamentalt anderledes leveforhold i dambrug i forhold til naturen. Dette sidstnævnte betyder, at der kan foregå selektion for træk, som er gavnlige under dambrugsforhold, men uhensigtsmæssige i naturen. Resultater, som peger i den retning, er især blevet observeret for adfærdsmæssige træk. Således har Johnson (1993) påvist ændringer i adfærd hos opdrættede regnbueørreder, som gør dem mere udsatte for predation under naturlige forhold. Fleming & Gross (1992, 1993) har for coho-laks (*Oncorhynchus kisutch*) fundet, at i konkurrence med vildfisk har opdrætte-de fisk, især hanner, langt ringere gydesucces end vildfisk. Det samme ser ud til at gøre sig gældende for Atlantisk laks og er sikkert et generelt fænomen hos laksefisk.

Alt i alt må det anses for meget sandsynligt, at dambrugsfisk adskiller sig genetisk fra vildfisk. Endvidere vil disse genetiske forskelle være af en type, som gør dem mindre egnede til at klare sig i naturen. Det må dog også forventes, at dette vil variere mellem dambrugs-stammer, bl.a. som følge af, at de ikke alle har været opdrættet gennem lige mange generationer, ikke alle har været udsat for lige meget selektionspres etc.

6.8 "Udkrydsningsdepression".

Hvis to bestande er genetisk meget forskellige og eksempelvis er tilpasset forskellige miljøer, kan krydsning mellem dem føre til såkaldt "udkrydsningsdepression" (oversat fra det engelske outbreeding depression). Udkrydsningsdepression forventes at resultere i en generelt dårligere tilpasning til miljøet, og dermed forhøjet dødelighed, nedsat frugtbarhed m.m.

Den præcise genetiske basis for udkrydsningsdepression kender man endnu kun lidt til. Det menes dog at være et resultat af, at grupper af gener ("genkomplekser"), som koder for vigtige tilpasningsmæssige træk, brydes op. Da sådanne gengrupper kan bestå af mange gener og være meget komplekse, er sandsynligheden for, at de gendannes, forsvindende lille, og tilpasninger kan dermed gå tabt. I øvrigt henvises til Appendix'et for de læsere, som måtte have interesse i en mere uddybende forklaring.

Påvisning af udkrydsningsdepression har hidtil været meget besværligt, da det stiller meget store krav til teknikker og forsøgsdesign. Fænomenet er imidlertid blevet dokumenteret i en række organismer, især planter (f.eks. Waser & Price, 1994). Imidlertid, og nok så relevant i

denne sammenhæng, er det også blevet påvist i pukkellaks (*Oncorhyncus gorbuscha*) (Gharrett & Smoker, 1991).

Udkrydsningsdepression vil kunne opstå ved genflow fra udsatte opdrættede fisk til vildfiskebestande, eller hvis fisk fra hidtil adskilte vildbestande krydses. Det er imidlertid endnu uafklaret, på hvilket niveau problemet optræder, dvs. hvor store skal de genetiske forskelle mellem bestande være, før der opstår udkrydsningsdepression. Det vil umiddelbart kunne være et problem i forbindelse med udsætning af laks og ørred og måske især for arter med genetisk meget isolerede bestande (det kan dreje sig om gedde, helt m.fl., som beskrevet i afsnit 2.2).

6.9 Erstatning af genpuljen hos vildfisk med gener fra dambrugsfisk.

Hvor kendskabet til problemet udkrydsningsdepression stadig må siges at være mangelfuldt, må det til gengæld stå klart, at udsætninger af dambrugsfisk i vildfiskebestande indebærer en betydelig risiko for, at genpuljen hos vildbestandene erstattes med dambrugsfiskenes genpulje. Det er således et helt grundlæggende populationsgenetisk princip, at foregår der udelukkende genflow i én retning fra en donorpopulation (i dette tilfælde en dambrugsstamme) til en recipientpopulation (vildfiskebestand), vil slutresultatet være, at recipientpopulationens genetiske materiale erstattes af donorpopulationens (eksempelvis Hartl & Clark, 1989). Man kan også anskue det som en simpel fortyndingsproces: Bliver man ved at hælde ferskvand i en spand med saltvand, vil der til sidst i praksis kun være ferskvand i spanden. Det samme princip vil gøre sig gældende for genpuljer.

Som beskrevet i afsnit 6.7 vil de genetiske forskelle, som findes på dambrugs- og vildfisk, oftest være af en karakter, som fører til, at dambrugsfisk har ringere overlevelse og gydesucces i naturen end vildfisk. Man kunne så argumentere for, at udsætningerne ikke har skadelige virkninger; generne fra dambrugsfiskene bliver jo alligevel selekteret væk. Det behøver imidlertid slet ikke at være tilfældet, hvis immigrationsraten overstiger den selektion, som virker mod generne fra dambrugsfisk, eller sagt med andre ord: Hvis der sættes fisk ud hurtigere, end naturlig selektion kan fjerne dem og deres efterkommere.

For at illustrere mekanismerne beskrevet ovenfor, er der blevet foretaget nogle simuleringer med et computerprogram (DGS-9d, skrevet af Prof. Jarle Mork, Trondheim Universitet). Simuleringerne er baseret på, at der findes en vildfiskebestand med en bestandsstørrelse på gennemsnitlig 500 gydefisk pr. generation (dog med "naturlige" svingninger i dette antal). I denne vildbestand udsættes hvert år så mange dambrugsfisk, at det svarer til, at 250 fisk overlever til kønsmodenhed og deltager i gydningen. For overskuelighedens skyld antager vi, at alle dambrugsfisk udelukkende har én allel (dvs. én bestemt udgave af et bestemt gen), mens alle vildfisk udelukkende har en anden allel af genet. Når der foregår parring mellem dambrugsfisk, vildfisk, og deres fælles efterkommere, kan der opstå 3 slags individer: En type med 2 "dambrugsalleler", en anden med både en vildfiske- og en dambrugsallel, og en tredje med 2 vildfiske-alleler. Frekvensen af vildfiske-allelen følges gennem 15 generationer. I scenario 1 antager vi, at alle tre typer har lige stor overlevelse og reproduktiv succes i naturen, dvs. der foregår ikke selektion mod fisk med "dambrugs-alleler". Som det ses på fig. 4, erstattes vildfiske-allelen gradvis af dambrugs-allelen, og efter 13 generationer er vildfiske-allelen helt blevet "fortyndet" væk.

I scenario 2 foregår der temmelig kraftig selektion mod fisk med "dambrugs-alleler", dvs. fisk med 2 dambrugs-alleler har kun 70% den overlevelse og reproduktive succes, som findes hos fisk med 2 vildfiske-alleler, mens fisk med en af hver allel har en succes på 80%. Det ses alligevel, at der på trods af selektion foregår et forøget input af dambrugs-alleler i vildfiskebestanden, og efter 15 generationer er vildfiske-allelen næsten forsvundet.

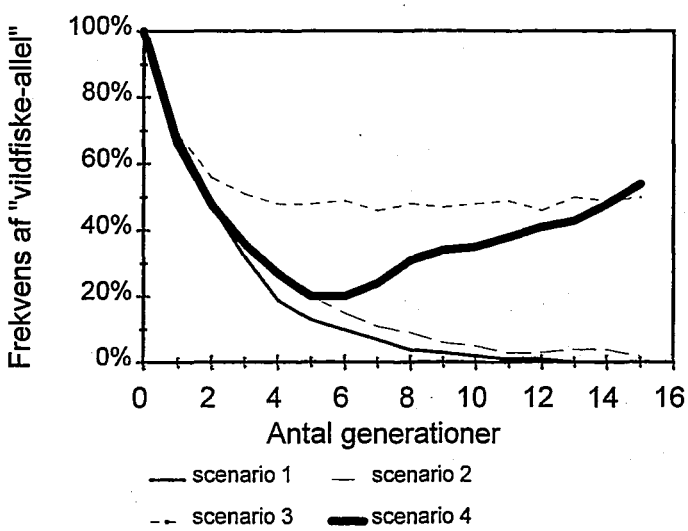


Fig. 4. Illustration af "fortyndingseffekten", hvis der i en vildfiskebestand fortløbende udsættes genetisk anderledes dambrugsfisk. Se tekst for nærmere forklaring.

I scenario 3 foregår der så kraftig selektion mod fisk med 2 dambrugs-alleler, at de kun har en overlevelses- og gydesucces på 5%, mens fisk med en af hver allel har 50% succes i forhold til individer med to vildfiske-alleler. Som det ses på fig. 4, foregår der et input af dambrugs-alleler i vildbestanden, men situationen stabiliseres omkring 50%. Selv om der således ikke er tale om, at vildfiskenes genetiske materiale umiddelbart erstattes af dambrugsfiskenes, betyder det dog ikke, at udsætningerne ikke gør

skade. Bestandens gennemsnitlige reproduktive succes (eller det man med et fagudtryk kalder "mean fitness") vil være mindre i forhold til en bestand, hvor der ikke udsættes fisk.

I scenario 4 anvendes samme parametre som ved scenario 2, men efter 5 generationer stopper man udsætningerne. Da der nu ikke længere foregår et input af dambrugs-allelen, og da der stadig foregår selektion mod fisk med denne allel, forsvinder den igen gradvis fra bestanden. Således stiger frekvensen af vildfiske-allelen fra 20% i generation 5 til 55% i generation 15, og med tiden vil den igen være 100%. Dette resultat er vigtigt at bide mærke i, for det er en illustration af, at hvis man stopper udsætninger af dambrugsfisk i vilde bestande i tide, kan skaden med tiden gøres god igen. Det er dog under forudsætning af, at der ikke er opstået andre genetiske problemer, såsom udkrydsningsdepression (afsnit 6.8), som måske kan være uoprettelige.

Der er foretaget en del undersøgelser af, i hvor høj grad udsætninger rent faktisk betyder, at der foregår genflow fra udsatte til vilde fisk, og om der dermed er risiko for at erstatte vildfiskenes genpuljer med gener fra dambrugsfisk. Resultaterne er imidlertid højst forskelligartede. For ørredens vedkommende har det både i forbindelse med en række spanske undersøgelser (f.eks. Moran *et al.*, 1991), og i den danske Karup Å (Hansen *et al.*, 1995) vist sig, at dambrugsfisk ikke har ydet noget vedvarende genetisk bidrag af betydning til de vilde bestande. Lignende resultater foreligger for laks (bl.a. Garcia de Leaniz *et al.*, 1989). I modsætning hertil findes andre resultater, som klart dokumenterer, at der *er* foregået genflow fra udsatte fisk til vildfisk (eksempelvis Taggart & Ferguson, 1986), og endelig findes der undersøgelser, hvor udsætning af fisk på nogle lokaliteter ikke har resulteret i genflow, mens udsætning af fisk fra samme dambrugsstamme på andre lokaliteter *har* medført genflow til vilde bestande (Martinez *et al.*, 1993; Largiader & Scholl, 1996).

Resultaterne tyder på, at der ikke i alle situationer foregår den samme selektion mod dambrugsfisk. Der kan være forskelle i graden af selektion mod fisk fra *forskellige* dambrugsstammer. Det betyder, at de genetiske forskelle mellem dambrugsstammer spiller en rolle. Ligeledes ser det ud til, at selektion mod fisk fra *samme* dambrugsstamme kan variere fra lokalitet til lokalitet. Dvs. dambrugsfiskene kan være bedre tilpassede til at klare sig i nogle miljøer end i andre. Som det er gjort rede for, må man fokusere på samspillet mellem "udsætningsraten", dvs. antal udsatte fisk i forhold til størrelsen af den vilde bestand, og den selektion, som virker mod dambrugsfisk i naturen, hvis man skal vurdere "risikoen" for, at dambrugsfiskenes genpulje erstatter genpuljen hos vildfisk. Da man imidlertid ikke entydigt kan vurdere, hvor kraftig selektion der virker mod dambrugsfisk i en given udsætningssitua-

tion, er det på nuværende tidspunkt alt for risikabelt at basere udsætninger af dambrugsfisk på sådanne vurderinger. Endelig må man også være opmærksom på, at andre faktorer end de rent genetiske kan være af meget stor betydning. Det kan eksempelvis dreje sig om, på hvilket alderstrin fiskene sættes ud.

7. Genetiske anbefalinger og retningslinier for udsætninger.

7.1 Indledning.

Baseret på den foregående beskrivelse af de mulige genetiske problemer i forbindelse med udsætninger kan man opstille en række genetiske retningslinier for udsætninger. De enkelte punkter berører i hovedsagen to områder: ***Udsætningsmaterialets genetiske sammensætning i forhold til recipientpopulationens genetiske variation*** og ***minimums effektive populationsstørrelser.***

7.2 Valg af udsætningsmateriale.

Som udgangspunkt bør der ikke sættes ikke-lokale og genetisk afvigende fisk ud i vilde, naturlige bestande. Med andre ord, udsætningsmateriale bør være af lokal oprindelse, og i særdeleshed bør der ikke sættes fisk fra deciderede dambrugsstammer (altså afkom af fisk, som gennem flere generationer har været holdt i dambrug) ud i vilde bestande. Vilde bestande, som aldrig har været genstand for udsætninger af nogen art, bør ofres særlig opmærksomhed og så vidt muligt friholdes helt for udsætninger i fremtiden.

For **ørred** og **laks**' vedkommende bør søer, vandløbssystemer og del-systemer, som huser gode, selvreproducerende og genetisk oprindelige bestande, helt friholdes for udsætninger.

Ved udsætning af fisk af "lokal oprindelse", vil man herved forstå fisk fra samme vandløbssystem. Det vil altså være acceptabelt at basere udsætninger i hele systemet på afkom af moderfisk, som egentlig hører til i forskellige tilløb. Meget store vandløbssystemer, som eksempelvis Gudenå-systemet, udgør dog undtagelser herfra, da der her kan findes bestande, som genetisk afviger betydeligt fra hinanden. Således bør afkom af fisk fra den nedre del af Gudenåen ikke udsættes i den øvre del. Hvis man i et vandløbssystem udsætter fisk baseret på lokale moderfisk, bør man ikke sideløbende foretage udsætninger af dambrugsfisk, selv om det kun foregår i bestemte tilløb til systemet eller som mundingsudsætninger. Ved opfangning af vilde moderfisk vil der nemlig være risiko for, at udsatte dambrugsfisk også vil blive opfanget og vil kunne indgå i puljen af moderfisk.

I små bestande i meget små vandløb kan der være besvær med at skaffe tilstrækkelig mange moderfisk. Man kan i denne situation overveje at supplere med udsætningsmateriale fra naturlige bestande i geografisk nærliggende vandløb. Det må dog anbefales, at det forinden undersøges, om der er tale om genetisk meget forskellige bestande.

Til genetablering af bestande i vandløb, hvor de oprindelige bestande er udryddet, bør man benytte sig af fisk fra vilde bestande, som må formodes at være genetisk nært beslægtede med de udryddede bestande. Hvis der findes arkivmateriale, såsom gamle skælprøver, fra de udryddede bestande er det nu teknisk muligt at undersøge beslægtetheden med eksisterende bestande (Nielsen *et al.*, 1997), og ellers vil det i praksis sige, at der skal benyttes udsætnings-materiale fra geografisk nærliggende lokaliteter. Ved genetablering af bestande må disse friholdes fra genetiske påvirkninger fra dambrugsfisk, som beskrevet ovenfor.

Udsætning af fisk fra dambrugsstammer bør begrænses til vandløbssystemer, hvor der ikke findes genetisk oprindelige bestande. Endvidere bør udsætninger af ørred og laks direkte på kysten begrænses, da disse fisk ikke er præget på et bestemt vandløb og derfor kan "strejfe" og gyde i tilfældige vandløb. Der bør derfor ikke foregå kystudsætninger i geografiske regioner, hvor der findes oprindelige bestande. I stedet kan der udsættes dambrugsfisk i mundinger til vandløb, hvor der ikke findes "værdifulde" bestande, omend der er behov for at afklare, om mundingsudsatte fisk er dårligere præget på vandløb end "normalt" udsatte fisk.

Som det er beskrevet i afsnit 2.2, foregår de nuværende udsætninger i vid udstrækning efter de beskrevne retningslinier, og det bør derfor være muligt umiddelbart at modificere og videreudvikle den nuværende udsætningsstrategi.

For **stallingen** vil lignende betragtninger som for ørred og laks gøre sig gældende. Det samme gælder for **krebsen**, i de tilfælde hvor der er mulighed for genflow fra udsatte krebs til vilde bestande. Der mangler imidlertid for begge arter undersøgelser af den genetiske populations-struktur.

For **heltens** og **geddens** vedkommende må "af lokal oprindelse" betragtes som værende fra samme sø, evt. samme vandsystem i tilfælde af flere sammenhængende søer. Da gedde- og heltbestande må formodes at være meget isolerede fra hinanden (afsnit 2.2), er det muligt, at der er tale om store genetiske forskelle mellem bestande, omend der må flere undersøgelser til for at klarlægge dette. Man bør derfor minimere transplantationer, især når det drejer sig om fisk fra geografisk fjernt beliggende bestande. Ved udsætning af gedder i forbindelse med

biomanipulation af stærkt eutrofierede søer, vil en evt. resterende oprindelig bestand efter al sandsynlighed bukke under, hvis der ikke foretages biomanipulation. Genetiske hensyn må derfor underordnes den generelle miljømæssige forbedring, som kan opnås ved at udsætte gedder.

Som beskrevet i afsnit 2.2 hersker der nogen uenighed om, i hvor høj grad marine arter er opdelt i lokale bestande. De nuværende marine udsætninger er dog generelt af beskedent omfang og har mest karakter af forsøgsudsætninger, så under alle omstændigheder kan man indtil videre nok se stort på disse forhold. Det er dog klart, at der for torsk og muligvis også andre arter er tale om ret store genetiske forskelle på Østersø- og andre bestande. Ved udsætninger i Østersø-området bør der derfor benyttes udsætningsmateriale af Østersø - herkomst.

7.3 Minimums effektive populationsstørrelser.

Det er klart, at der for de fleste udsætningers vedkommende ikke er tale om kortvarige tiltag. Snarere opereres der på en tidsskala, som måske rækker over 100 år eller mere. Som beskrevet i afsnittene 6.2 og 6.3 bør de effektive populationsstørrelser pr. generation derfor være på minimum 2-300 og meget gerne mere.

I forbindelse med ørred og laks vil en effektiv populationsstørrelse på minimum 50 pr. år svare til en effektiv populationsstørrelse på ca. 200-250 pr. generation. Under forudsætning af, at der også foregår en vis naturlig gydning, vil dette i de fleste tilfælde sikre en acceptabel effektiv populationsstørrelse, omend der meget gerne må bruges endnu flere moderfisk. En effektiv populationsstørrelse på 50 pr. år opnås ved at bruge 25 hanner og 25 hunner i opdrættet. I tilfælde af, at der eksempelvis ikke er tilstrækkelig mange hanner til rådighed, må der benyttes endnu flere hunner. Hvor mange det drejer sig om, kan beregnes ud fra formel 6.4.1. I små vandløb med små bestande, hvor det vil være vanskeligt at skaffe 25 forældrepar, *kan* man overveje at slå moderfisk fra flere vandløb sammen i én pulje, hvis der vel at mærke er tale om vandløb indenfor et mindre geografisk område (dvs. op til 20-30 km). Det må dog anbefales forinden at undersøge, om der er tale om genetisk meget afvigende bestande.

Brug af 25 forældrepar kan i nogle situationer medføre, at der er overskydende rogn i forhold til, hvor meget der skal bruges for at opfylde udsætningsplanen. Kan rognen ikke udnyttes til at producere udsætningsmateriale til nærliggende små vandløb, hvor det ikke er muligt at fange tilstrækkeligt mange moderfisk (som beskrevet tidligere), må overskuddet destrueres. I naturen vil der være dødeligheder, som langt overgår, hvad der findes under opdrætsforhold.

Der er derfor ikke grund til moralske anfægtelser over at måtte destruere rogn.

For de øvrige ferskvandsarters vedkommende vil 25 af hvert køn pr. år også være acceptabelt. For de marine arters vedkommende bør man være ekstra forsigtig. Det er muligt (men dog på den anden side ikke påvist), at disse arter som følge af deres meget store naturlige effektive populationsstørrelser besidder en stor mængde skadelige gener. Der vil nemlig under naturlige forhold foregå meget lidt indavl, og derfor vil skadelige gener ikke blive selekteret væk i samme grad som i mindre populationer. Et endnu større minimumsantal pr. år kan derfor anbefales (50 af hvert køn eller gerne mange flere).

Det er imidlertid ikke nok blot at bruge et tilstrækkeligt antal moderfisk. Som beskrevet i afsnit 6.4 vil en stor varians i antal af afkom pr. individ nedsætte den effektive populationsstørrelse. Det er derfor vigtigt at sørge for, at alle moderfisk får tilnærmelsesvist lige meget afkom. Endvidere skal man undgå at befrugte rogn med sæd blandet fra flere forskellige hanner, da nogle hanners sædceller kan befrugte med meget større effektivitet end andres (Whithler & Beacham, 1994). Man bør derfor befrugte hver portion rogn med sæd fra kun én han. Ved at foretage "krydsbefrugtning", dvs. dele rogn fra hver hun op i lige så mange portioner, som der er hanner, og befrugte hver portion med hver sin han, kan man endvidere bidrage til at maksimere den effektive populationsstørrelse.

Moderfisk skal udvælges tilfældigt, og der må ikke bevidst selekteres for bestemte træk, eksempelvis hurtig vækst. Selektion vil kunne føre til negative genetiske ændringer og indavl, og vil kunne betyde en forøget varians i antal afkom pr. moderfisk.

I situationer, hvor en lille, truet bestand suppleres med store mængder udsatte fisk, baseret på et lille antal moderfisk, er der stor risiko for en samlet reduktion af den effektive populationsstørrelse (afsnit 6.5). Man bør derfor overveje sin udsætningsstrategi meget nøje, og en populationsgenetiker bør inddrages i den videre planlægning.

Ligeledes kan et stop for udsætninger, hvor der efterfølgende er fare for et drastisk fald i bestandsstørrelsen, have meget negative konsekvenser (afsnit 6.5). Også i denne situation bør en populationsgenetiker konsulteres.

8. Opsummering af retningslinier for fiskeudsætninger i Danmark.

Som konklusion på denne redegørelse for de nuværende udsætningsaktiviteter i Danmark, de mulige problemer, som kan være forbundet hermed, og hvordan disse kan afhjælpes, vil der

her blive givet en kort oversigt over de anbefalede retningslinier.

Lovbestemte forudsætninger

A. Udsætninger af fisk må **kun** foregå efter tilladelse fra Landbrugs- og Fiskeriministeren (søer med kun en lodsejer og uden et for fisk passabelt afløb er dog ikke omfattet af Ferskvandsfiskerilovens bestemmelser om udsætninger, men kan i nogle tilfælde være omfattet af anden lovgivning).

B. Udsætninger **skal** foretages i henhold til gældende veterinære regler. Dette område sorterer under **Veterinærdirektoratet.**

C. Udsætning af arter, som ikke naturligt hører hjemme i den danske natur, behandles restriktivt. Dette område sorterer under **Skov- og Naturstyrelsen.**

D. Udsætning af arter udenfor deres naturlige udbredelsesområde i Danmark (f.eks. udsætning af stalling i sjællandske vandløb) må karakteriseres som faunaforfalskning og vil generelt ikke blive tilladt.

Beslutningsprocedurer

E. Mulige alternativer til udsætninger, dvs. forbedring af miljøforhold, skal overvejes.

F. Formålet med en given udsætning skal være klart defineret. Udsætningers effekt skal efterfølgende moniteres og evalueres i forhold til målsætningen.

G. Udsætninger skal ikke betragtes isoleret, men skal ses i sammenhæng med den øvrige forvaltning af fiskebestandene (f.eks fangstbegrænsninger, tiltag til forbedring af miljøforhold etc.).

Økologiske og genetiske retningslinier

H. Der må ikke udsættes fisk i et antal, så den naturlige bærekapacitet overskrides.

I. Udsatte fisks interaktioner med andre arter, f.eks. ved predation eller fødekonkurrence, eller udsatte fisks mulige negative indvirkning på miljøforholdene skal vurderes. Kan disse

vurderinger ikke baseres på allerede foretagne undersøgelser af de pågældende arter, bør nye undersøgelser iværksættes.

J. Udsætninger i områder med oprindelige, vilde bestande skal baseres på udsætningsmateriale af lokal herkomst.

For **ørred**, **laks** og **stalling** betyder det i praksis afkom af fisk fra samme vandløbssystem. Dog bør man i store vandsystemer, hvor der klart er tale om reproduktivt adskilte bestande (specielt Gudenåen), skelne mellem fisk fra forskellige delsystemer.

Der vides p.t. meget lidt om **flodkrebsens** genetiske populationsstruktur. Der kan indtil videre gives samme anbefaling som for ørred, laks og stalling. Ved etablering af bestande i isolerede søer og damme, hvor det er usandsynligt, at der vil kunne forekomme kontakt mellem udsatte krebs og vilde krebsebestande, er udsætningsmaterialets oprindelse af mindre betydning.

For **gedde** og **helt** bør udsætningsmateriale generelt baseres på afkom af fisk fra samme eller nærliggende sø eller (for helt) fjordområde. Biomanipulation ved brug af udsætning af gedder udgør dog en undtagelse herfra.

For marine arter hersker der indtil videre en vis usikkerhed omkring, hvad man skal forstå ved "lokal herkomst". Det skal generelt tilstræbes at benytte sig af udsætningsmateriale baseret på moderfisk fra så nærliggende geografiske regioner som praktisk muligt. Der må ikke foregå udsætning af fisk i Østersø-området, som stammer fra Nordsø-området og vice versa.

K. Genetablering af bestande i vandløb og søer, hvor de oprindelige bestande er bukket under, skal foretages ved at udsætte afkom af vilde fisk, der er så nært beslægtede med de udryddede bestande som muligt. Denne vurdering må baseres på det bedste foreliggende videngrundlag, og i praksis vil det oftest betyde udsætning af fisk fra den geografisk nærmest beliggende vilde bestand. Egentlige genetableringsbestræbelser bør først finde sted, når de miljømæssige forhold er så gode, at der i væsentligt omfang kan foregå naturlig reproduktion.

L. Udsætning af ørred og laks fra dambrugsstammer må ikke finde sted i vandløbssystemer, hvor der findes naturlige, oprindelige bestande, eller hvor der samtidig foregår bestræbelser på at genetablere bestande, som beskrevet under pkt. K. Udsætninger af dambrugsfisk må således heller ikke finde sted sideløbende med udsætninger af fisk af lokal herkomst.

M. For at udnytte produktionspotentialet kan udsætning af ørred fra dambrugsstammer finde sted i vandløb, hvor der ikke findes naturlige, oprindelige bestande, og hvor der ikke foregår genetableringsbestræbelser, som beskrevet under pkt. K.

N. Kystudsætninger af ørred og laks må ikke finde sted i områder, hvor der er mulighed for genetisk påvirkning af naturlige, oprindelige bestande, eller hvor der samtidig foregår bestræbelser på at genetablere bestande, som beskrevet under pkt. K. Mundingsudsætninger i vandløb uden naturlige, oprindelige bestande kan overvejes som et alternativ.

O. For at undgå indavl og tab af genetisk variation skal der anvendes et tilstrækkeligt stort antal moderfisk. Ved produktion af udsætningsmateriale skal der således hvert år anvendes **mindst 25 hanner og 25 hunner** som moderfisk, **og meget gerne flere**. Dette svarer til en effektiv populationsstørrelse pr. år på 50. Er det ikke muligt at skaffe 25 individer af et af kønnene, må antallet af individer af det andet køn justeres op, således at den samlede effektive populationsstørrelse pr. år er 50. Følgende tabel kan benyttes:

Antal individer, sjældnest forekommende køn.	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Antal individer, som skal bruges af det oftest forekommende køn.	325	117	75	57	47	41	37	33	31	29	27	26

P. For at undgå et fald i den effektive populationsstørrelse og dermed risiko for indavl og tab af variation, skal det i videst muligt omfang sikres, at hver moderfisk får tilnærmelsesvist lige meget afkom. I det mindste bør få store fisk ikke bidrage med uforholdsmæssigt meget afkom.

Q. Moderfisk skal udvælges uselektivt og tilfældigt. Der må ikke bevidst selekteres for bestemte træk i naturlige, vilde fiskebestande.

R. Særlig agtpågivenhed må udvises, når små, truede bestande suppleres med et stort antal udsatte fisk, baseret på et lille antal moderfisk. I denne situation er der risiko for at skabe indavl og en populationsgenetiker bør konsulteres. Det samme gælder, hvis man ønsker at standse udsætningerne, og der er risiko for, at den samlede bestandsstørrelse som følge heraf falder til et meget lavt niveau.

Referencer.

Allendorf, F.W., 1993. Delay of adaptation to captive breeding by equalizing family size. *Conservation Biology*, 7, 416-419.

Allendorf, F.W. and Ryman, N., 1987. Genetic management of hatchery stocks. I: *Population Genetics and Fishery Management* (N. Ryman & F.M. Utter, F.M., red.). University of Washington Press, Seattle, pp. 141-159.

Allendorf, F.W. & Waples, R.S., 1996. Conservation and genetics of salmonid fishes. I: *Conservation Genetics. Case histories from nature*. (J.C. Avise & J.L. Hamrick, red.). Chapman & Hall, New York. Pp. 238-280.

Anonym, 1996. *Skærsø, miljøtilstand*. Rapport fra Vejle Amt og Ribe Amt.

Berg, S., E. Jeppesen, M. Søndergaard & E. Mortensen, 1994. Environmental Effects of Introducing Whitefish (*Coregonus lavaretus*) in Lake Ring. *Hydrobiologia* 275/276: 71-79.

Berg, S., E. Jeppesen & M. Søndergaard, 1996. Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool 1. Effects on the fish population in lake Lyng, Denmark. *Hydrobiologia, in press*.

Bernatchez, L., Guyomard, R. & Bonhomme, F. (1992). DNA sequence variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote European brown trout *Salmo trutta* populations. *Molecular Ecology*, **1**, 161-173.

Blanco G, Sanchez JA, Vasquez J, Rubio J, Utter FM (1992) Genetic differentiation among natural populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., from drainages of the Atlantic Ocean. *Animal Genetics*, **23**, 11-18.

Blanquer, A., Alayse, J.P., Berrada-Rkhami, O. & Berrebi, P., 1992. Allozyme variation in turbot (*Psetta maxima*) and brill (*Scophthalmus rhombus*) (Osteichthyes, Pleuronectoformes, Scophthalmidae) throughout their range in Europe. *Journal of Fish Biology*, **41**, 725-736.

Bouvet, Y., Soewardi, K. & Pattee, E., 1990. Genetic divergence within natural populations of grayling (*Thymallus thymallus*) from two French river systems. *Archiw für Hydrobiologie*, **119**, 89-101.

Carr, S.M., Snellen, A.J., Howse, K.A. & Wroblewski, J.S., 1995. Mitochondrial DNA sequence variation and genetic stock structure of Atlantic cod (*Gadus morhua*) from bay and offshore locations on the Newfoundland continental shelf. *Mol. Ecol.*, **4**, 79-88.

Carvalho, G.R. & Hauser, L., 1995. Molecular genetics and the stock concept in fisheries. I: *Molecular Genetics in Fisheries* (G.R. Carvalho & T.J. Pitcher, red.). Chapman & Hall, London. Pp. 55-79.

Christensen, I.G. & Hvidt, C.B., 1990. Taksonomisk placering af nordsøsnæbel (*Coregonus oxyrhynchus* L.) fra Vidåsystemet i relation til helt (*Coregonus lavaretus* L.) fra Skjern Å. Specialerapport, Århus Universitet.

Cowx, I.G, 1994. Stocking strategies. *Fisheries Management and Ecology*, **1**, 15-30.

Crossman, E.J., 1991. Introduced freshwater fishes: a review of the North American perspective with emphasis on Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **48** (Suppl. 1), 46-57.

Crozier WW, Ferguson A (1986) Electrophoretic examination of the population structure of brown trout (*Salmo trutta*) from the Lough Neagh catchment, Northern Ireland. *Journal of Fish Biology*, **28**, 459-477.

Dahle, G., 1991. Cod, *Gadus morhua* L., populations identified by mitochondrial DNA. *J. Fish Biol.*, **38**, 295-303.

Dieperink C., 1995. *Factors affecting the survival of salmonids while migrating through Danish estuaries*. PhD-afhandling, Århus Universitet.

Elo, K., 1993. Gene flow and conservation of genetic variation in anadromous Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Hereditas*, **119**, 149-159.

Endler, J.A., 1986. *Natural selection in the wild*. Princeton University Press, Princeton, USA. 336 pp.

Ferguson, A., 1989. Genetic differences among brown trout (*Salmo trutta*) stocks and their importance for the conservation and management of the species. *Freshwater Biology*, **21**, 35-46.

Fevolden, S.E., Taugbol, T. & Skurdal, J., 1994. Allozymic variation among populations of noble crayfish, *Astacus astacus* L., in Southern Norway: implications for management. *Aquaculture and Fisheries Management*, **9**, 927-935.

Fleming, I.A. & Gross, M.R., 1992. Reproductive behaviour of hatchery and wild coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) - does it differ? *Aquaculture*, **103**, 101-121.

Fleming, I.A. & Gross, M.R., 1993.Breeding succes of hatchery and wild coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in competition. *Ecological applications*, **3**, 230-245.

Frankel, O.H. & Soulé, M.E. (1981). *Conservation and evolution*.Cambridge University Press, Cambridge.

Galvin, P., Sadusky, T., McGregor, D. & Cross, T., (1995). Population genetics of Atlantic cod using amplified single locus minisatellite VNTR analysis. *Journal of Fish Biology*, **47** (Suppl. A), 200-208.

Garcia de Leaniz, C., Verspoor, E. & Hawkins, A.D., 1989. Genetic determination of the contribution of stocked and wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., to the angling fisheries in two Spanish rivers. *Journal of Fish Biology*, **35** (Suppl. A), 261-270.

Geertz-Hansen, P. & S. Pedersen, 1994, Ørredudsætningernes indflydelse på det øvrige marine miljø. *Årsberetning fra Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje*, pp. 35- 40.

Geertz-Hansen, P. & J. Jørgensen, 1996. Rehabilitation of salmon (*Salmo salar* L.) in Denmark: state, objectives and methods. in A. Kirchhofer & D. Hefti (ed.): Conservation of endangered freshwaterfish in Europe. Birkhäuser Verlag (ALS), Basel, pp. 171-179.

Gharrett, A.J. & Smoker, W.W., 1991. Two generations of hybrids between even-year and odd-year pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*): a test for outbreeding depression? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **48**, 1744-1749.

Hansen, M.M. & Loeschcke, V., 1994. Effects of releasing hatchery-reared brown trout to wild trout populations. In: Loeschcke, V., Tomiuk, J. and Jain, S.K. (Editors), Conservation Genetics. Birkhäuser Verlag, Basel, pp. 273-289.

Hansen, M.M. & Loeschcke, V., 1996. Genetic differentiation among Danish brown trout (*Salmo trutta* L.) populations, as detected by RFLP analysis of PCR amplified mitochondrial DNA segments. *Journal of Fish Biology*, **48**, 422-436.

Hansen, M.M. & Mensberg K.-L.D., 1996. Founder effects and genetic population structure of brown trout (*Salmo trutta* L.) in a Danish river system. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, in press.*

Hansen, M.M., Loeschcke, V., Rasmussen, G. & Simonsen, V., 1993. Genetic differentiation among Danish brown trout (*Salmo trutta*) populations. *Hereditas*, **118**, 177-185.

Hansen, M.M., Hynes, R.A., Loeschcke, V. & Rasmussen, G., 1995. Assessment of the stocked or wild origin of anadromous brown trout (*Salmo trutta* L.) in a Danish river system, using mitochondrial DNA RFLP analysis. *Molecular Ecology*, **4**, 189-198.

Hansen, M.M., Mensberg, K.-L.D., Rasmussen, G. & Simonsen, V., *submitted.* Genetic variation within and among Danish brown trout (*Salmo trutta* L.) hatchery strains, assessed by PCR-RFLP analysis of mitochondrial DNA segments.

Hartl, D. & Clark, A.G., 1989. *Principles of Population Genetics*. Sinnauer Associates, Sunderland.

Hartley, S., 1995. Mitochondrial DNA analyses distinguishes between British populations of the whitefish. *Journal of Fish Biology*, **47** (Suppl. A), 145-155.

Hauser, T.P., Damgaard, C. & Loeschcke, V., 1994. Effects of inbreeding in small plant populations: expectations and implications for conservation. I: *Conservation Genetics* (V. Loeschcke, J. Tomiuk & S.K. Jain, red.). Birkhäuser Verlag, Basel. Pp. 115-129.

Hedrick, P.W., 1994. Purging inbreeding depression and the probability of extinction: full-sib mating. *Heredity*, **73**, 363-372.

Heggberget, , T.G., Johnsen, B.O., Hindar, K., Jonsson, B., Hansen, L.P., Hvidsten, N.A. & Jensen, A.J., 1993. Interactions between wild and cultured Atlantic salmon: a review of the Norwegian experience. *Fisheries Research*, **18**, 123-146.

Hindar, K., Jonsson, B., Ryman, N. & Ståhl, G., 1991a. Genetic relationships among landlocked, resident, and anadromous brown trout, *Salmo trutta* L. *Heredity*, **66**, 83-91.

Hindar, K., Ryman, N. & Utter, F.M., 1991b. Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **48**, 945-957.

Johnson, J.I., 1993. Big and brave: size selection affects foraging under risk of predation in juvenile rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Animal Behavior*, **45**, 1219-1225.

Jordan, W.C. & Youngson, A.F., 1992. The use of genetic marking to assess the reproductive success of mature male Atlantic salmon parr (*Salmo salar* L.) under natural spawning conditions. *Journal of Fish Biology*, **41**, 613-618.

Koed, A., 1993. *Aspekter af geddes (*Esox lucius *L.) og sandarts (*Stizostedion lucioperca *(L.)) fødebiologi.* Specialerapport, IFF og Århus Universitet.

Krueger, C.C. & May, B., 1991. Ecological and Genetic effects of salmonid introductions in North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **48** (Suppl. 1), 66-77.

Landbo, L. & Persson, B., 1987. *Genetisk variation hos ørreden* (Salmo trutta *L.) i Limfjordsområdet.* Specialerapport, Københavns Universitet.

Largiadèr, C.R. and Scholl, A., 1995. Effects of stocking on the genetic diversity of brown trout populations of the Adriatic and Danubian drainages in Switzerland. *Journal of Fish Biology*, **47** (Suppl. A), 209-225.

Largiadèr, C.R. and Scholl, A., 1996. Genetic introgression between native and introduced brown trout (*Salmo trutta* L.) populations in The Rhône River Basin. *Molecular Ecology*, **5**, 417-426.

Larsen, K., 1972. New trends in planting trout in lowland streams. The results of some controlled Danish liberations. *Aquaculture*, **1**, 137-171.

Luczynski, M. & Ritterbusch-Nauwerck, B., 1995. Biochemical genetic study of European whitefish (*Coregonus lavaretus*) in Lake Mondsee, upper Austria. *Aquatic Sciences*, **57**, 127-135.

Martinez, P., Arias, J., Castro, J. & Sanchez, L., 1993. Differential stocking incidence in brown trout (*Salmo trutta*) populations from Northwestern Spain. *Aquaculture*, **114**, 203-216.

Morán, P., Pendas, A.M. & Garcia-Vazquez, E., 1991. Failure of stocking policy of hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta*) in Asturias, Spain, detected using *LDH-5** as a genetic marker. *Journal of Fish Biology*, **39** (Suppl. A), 117-122.

Morán, P., Pendás, A.M., García-Vázquez, E., Izquierdo, J.I. and Lobón-Cerviá, J., 1995. Estimates of gene flow among neighbouring populations of brown trout. *Journal of Fish Biology*, **46**, 593-602.

Mork, J., Ryman, N., Ståhl, G., Utter, F.M. & Sundnes, G., 1985. Genetic variation in Atlantic cod (*Gadus morhua*) throughout its range. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **42**, 1580-1587.

Nielsen, E.E., Hansen, M.M. & Loeschcke, V., 1996. Genetic structure of European populations of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) inferred from mitochondrial DNA. *Heredity*,**77**, 351-358.

Nielsen E.E., Hansen, M.M. & Loeschcke, V.,1997. Analysis of microsatellite DNA from old scale samples of Atlantic salmon: A comparison of genetic composition over sixty years. *Molecular Ecology, in press.*

Ogutu-Ohwayo, R. & Hecky, R.E., 1991. Fish introductions in Africa and some of their implications. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **48** (Suppl. 1), 8-12.

Pogson, G.H., Mesa, K. & Boutillier, R.G., 1995. Genetic population structure and gene flow in the Atlantic cod, *Gadus morhua*: a comparison of allozyme and nuclear RFLP loci. *Genetics*, **139**, 375-385.

Rasmussen, G., 1984. Liberation of trout (*Salmo trutta* L.) In Danish streams. *EIFAC Technical Paper* **(42), Suppl. Vol. 1**, 164-177.

Rasmussen, G. & Geertz-Hansen, P., *in press*. Stocking of fish in Denmark. Proceedings fra *International Symposium and Workshop on Stocking and Introduction of Fish in Freshwater and Marine Ecosystems*, University of Hull, 25-29 marts 1996.

Ryman, N., 1983. Patterns of distribution of biochemical genetic variation in salmonids: differences between species. *Aquaculture*, **33**, 1-21.

Ryman, N. & Ståhl, G., 1980. Genetic changes in hatchery stocks of brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 82-87.

Ryman, N. & Laikre, L., 1991. Effects of supportive breeding on the genetically effective population size. *Conservation Biology*, **5**, 325-329.

Ryman, N., Jorde, P.E. & Laikre, L., 1995. Supportive breeding and variance effective population size. *Conservation Biology*, **9**, 1619-1628.

Simonsen, V. and Rasmussen, G., 1989. Undersøgelse af genetisk variation hos ørred (*Salmo trutta*) som funktion af tid og dambrug. *DFH-Rapport* **367**.

Simonsen, V., Nielsen, E. & Bagge, O., 1988. Discrimination of stocks of plaice in the Kattegat by electrophoresis and meristic characters. *ICES-CM-1988/G:29*.

Soulé, M.E., 1980. Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. I: *Conservation Biology: an evolutionary-Ecological Perspective* (M.E. Soulé & B.A. Wilcox, red.). Sinnauer Associates, Sunderland. Pp. 111-124.

Soulé, M.E. (red.), 1987. *Viable Populations for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Ståhl, G., 1987. Genetic population structure of Atlantic salmon. I: *Population Genetics and Fishery Management* (N. Ryman & F.M. Utter red.). University of Washington Press, Seattle. Pp. 121-140.

Taggart, J.B. & Ferguson, A., 1986. Electrophoretic evaluation of a supplemental stocking programme for brown trout, *Salmo trutta* L. *Aquaculture and Fisheries Management*, **17**, 155-162.

Taylor, E.B., 1991. A review of local adaptations in Salmonidae, with particular reference to Pacific and Atlantic salmon. *Aquaculture*, **98**, 185-207.

Vasegaard, H., 1992. *Morfologisk og elektroforetisk undersøgelse af heltbestandene i Ringkøbing Fjord, Randers Fjord, Tjele Langsø, Vester Vandet Sø og Flynder Sø*. Specialerapport, IFF og Århus Universitet.

Waples, R.S., 1991. Genetic interactions between hatchery and wild salmonids - lessons from the Pacific Northwest. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **48** (Suppl. 1), 124-133.

Waples, R.S. & Do, C., 1994. Genetic risk associated with supplementation of Pacific salmonids. I. Captive broodstock programs.*Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **51** (Suppl. 1), 310-329.

Waser, N.M. & Price, M.V., 1994. Cross-distance effects in *Delphinium nelsonii*: Outbreeding and inbreeding depression in progeny fitness. *Evolution*, **48**, 842-852.

Whithler, R.E. & Beacham, T.D., 1994. Genetic consequences of the simultaneous or sequential addition of semen from multiple males during hatchery spawning of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Aquaculture*, **126**, 11-23.

Williams, G.C. & Koehn, R.K., 1984. Population genetics of North Atlantic catadromous eels (*Anguilla*). I: *Evolutionary Genetics of Fishes* (B.J. Turner, red.). Plenum Press, New York. Pp. 529-560.

Wright, J.M. & Bentzen, P., 1995. Microsatellites: genetic markers for the future. I: *Molecular Genetics in Fisheries* (G.R. Carvalho & T.J. Pitcher, red.). Chapman & Hall, London. Pp. 117-121.

Appendix.

Laksefisk og genetik

af Michael M. Hansen, Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afd. f. Ferskvandsfiskeri & Einar Eg Nielsen, Afd. f. Genetik og Økologi, Århus Universitet. (Tidligere bragt i Sportsfiskeren 4 og 5, 1996).

Indledning

Genetik er kommet på dagsordenen i de senere år i sportsfiskerkredse. Diskussionen drejer sig ikke mindst om, hvordan og hvorvidt udsatte dambrugsfisk kan føre til en negativ genetisk påvirkning af vildfiskebestande ("genetisk forurening"). Ligeledes diskuteres det, hvordan og på hvilket genetisk grundlag man skal genoprette bestande i vandløb, hvor de oprindelige bestande er udryddede.

Vi har tænkt os at give vores besyv med i en række artikler. Vi vil i denne artikel give en introduktion til, hvad genetik (eller rettere populationsgenetik) drejer sig om, og hvorfor det er relevant i forbindelse med bevaring af laksefiskebestande. I efterfølgende artikler vil vi bl.a. gøre rede for de genetiske problemer, som kan opstå som følge af udsætninger. Ikke mindst vil vi redegøre for nogle "genetiske tommelfingerregler", som bør følges i forbindelse med opdræt af fisk, især når foreningerne producerer udsætningsmateriale baseret på opfangede vilde moderfisk (i det følgende benævnt "egen avl", i modsætning til udsætning af fisk fra dambrugsstammer). Endelig vil vi fortælle om, hvordan ørred og laks er opdelt i stammer, både indenfor arternes totale udbredelsesområde og mere lokalt i Danmark, det sidste baseret på vore egne undersøgelser.

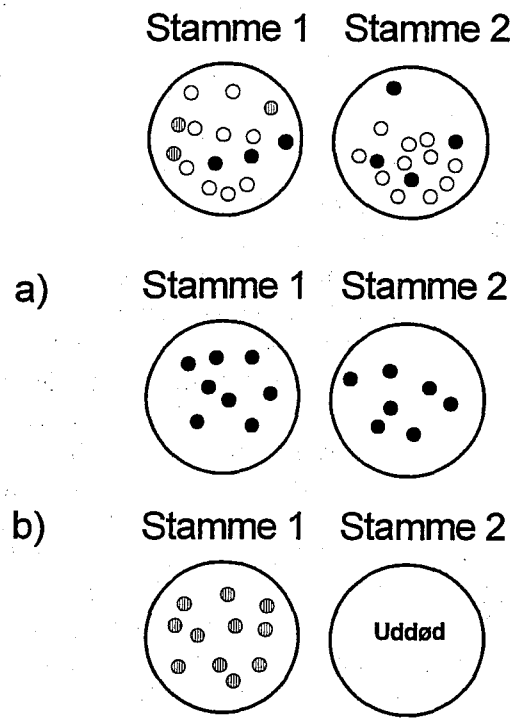
Hvad er gener?

Enhver levende organisme er et produkt af arv og miljø. Videnskaben om arvelighed kaldes genetik, og en særlig gren her indenfor hedder populationsgenetik. Det er, groft sagt, videnskaben om, hvilke gener der findes i "populationer", d.v.s. bestande eller stammer, og hvilken betydning dette har. Selve **arvemassen**, altså der hvor man finder den genetiske kode, består af meget lange molekyler eller "strenge" af noget man kalder "**DNA**". Et stykke DNA, som koder for (dvs. bestemmer) en bestemt egenskab, kaldes et **gen**. Et gen kan kode eksempelvis for opbygningen af et enzym eller for, om mennesker får blå eller brune øjne. Det er imidlertid meget vigtigt at slå fast, at mange træk hos fiskene, som eksempelvis væksthastighed, antal pletter på gællelåget, eller hvad man nu kan forestille sig, er resultatet af et kompliceret samspil mellem mange gener, hvor iøvrigt også det omgivende miljø kan spille en meget stor rolle. Højere dyr vil typisk have adskillige tusinde gener, som koder for forskellige træk. DNA'et er organiseret i såkaldte **kromosomer** (fig. 1). De fleste dyr har to af hvert kromosom, når man ser bort fra kønskromosomerne. Det betyder også, at ethvert individ har to eksemplarer af hvert gen.

Figur 1. Kromosomer, som de ville se ud, hvis man så på dem i mikroskop.

Et bestemt gen findes ofte i flere udgaver, som er opstået ved det, man kalder **mutation**. Mutationer kan bl.a. opstå, når DNA'et rammes af radioaktiv stråling eller ultraviolet lys fra solen, eller der kan simpelthen opstå fejl i DNA'et i forbindelse med celledelingen. Når

der findes flere varianter af et gen (ofte benævnt "alleler"), taler man om **genetisk variation**.



Figur 2. Eksempel på betydningen af genetisk variation i en stamme. Vi har to stammer med ialt 4 forskellige gener. En dødelig sygdom dukker op. I a) giver det "sorte" gen modstandsdygtighed. Da dette gen findes i begge stammer, overlever begge stammer. I b) giver det stribede gen modstandsdygtighed. Dette gen findes kun i stamme 1, og kun fisk fra denne stamme overlever. Se tekst for videre forklaring.

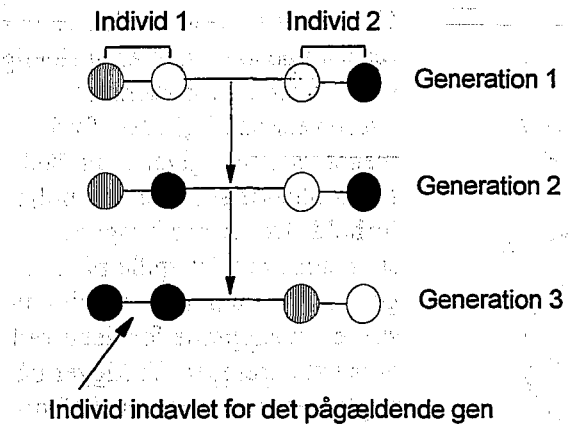
Vigtigheden af genetisk variation

Genetisk variation i f.eks. en ørredstamme kan være af umådelig stor betydning for stammens overlevelsesmuligheder, fordi meget variation giver mulighed for at tilpasse sig ændrede miljøforhold. Det er groft sagt et spørgsmål om "at spille på mange heste på en gang". Vi vil illustrere principperne for dette ved et tænkt eksempel: Vi kigger på nogle gener i to "teoretiske" ørredstammer (fig. 2) (vi lader for en stund som om, hver fisk kun har én kopi af genet). Der er fire varianter af genet, hvoraf de tre ("hvid", "sort" og "skraveret") findes i begge stammer, mens det resterende ("stribet") kun findes i en af stammerne. Vi forestiller os nu, at en dødelig sygdom dukker op. Kun fisk med et gen, som giver modstandsdygtighed over for sygdommen, overlever. Giver eksempelvis det "sorte" gen modstandsdygtighed, vil en del individer fra begge stammer overleve. Er det derimod det stribede gen, som giver modstandsdygtighed, vil kun nogle fisk fra stamme 1 overleve. Den generelle konklusion er, at det er af stor vigtighed at opretholde den genetiske variation i en stamme. Vi forestiller os nu, at eksempelvis kun 5 fisk fra stamme 1 er i stand til at gyde og give gener videre til næste generation. Det kan f.eks. skyldes dårlige gydeforhold, eller at vi kun bruger 5 moderfisk i avlsarbejdet. Der er nu en stor sandsynlighed for, at det "sorte" eller "stribede" gen ikke er repræsenteret blandt de gydende fisk og derfor går tabt. Tab og ændringer i genetisk variation p.gr.a. denne "prøvetagningsfejl" benævnes med et fagudtryk "tilfældig genetisk drift". Det er umiddelbart indlysende, at genetisk drift spiller en mindre og mindre rolle, jo flere fisk der deltager i gydningen. I en senere artikel vil der blive sat tal på, hvor mange moderfisk man mindst skal anvende i avlsarbejdet.

Indavl og indavlsdepression

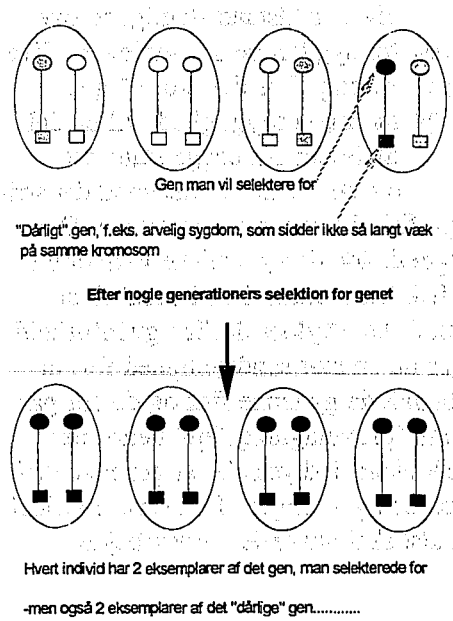
Da et individ har to eksemplarer af hvert gen, og da disse eksemplarer kan være af hver sin type, kan man tale om genetisk variation på individniveau, f.eks. i én bestemt ørred. Har et individ to identiske udgaver af et gen, som i ørredstammen udviser variation, kan man sige, at individet er **indavlet** for det pågældende gen. Som vi skal se, opstår indavl, når beslægtede individer, f.eks. bror og søster eller fætter og kusine, parrer sig og får afkom med hinanden. Det er umiddelbart logisk, at jo færre individer, der er i en stamme, des

mere indavlede vil fiskene blive, simpelthen fordi sandsynligheden for at parre sig med en beslægtet fisk vil være større.



Figur 3. Eksempel på indavl. Et skadeligt ("sort") gen findes i individ 2 i generation 1. Individ 1 og 2 parrer sig og får en bror og en søster (generation 2), som hver har fået en kopi af det skadelige gen fra individ 2. Denne bror og søster parrer sig, og i generation 3 har et af deres afkom fået to kopier af det skadelige gen og er dermed indavlet for genet.

Af de fleste gener findes varianter, som af den ene eller anden grund er skadelige. Således har de fleste organismer, og her iblandt både mennesker og ørreder, en betydelig ballast af skadelige gener. Heldigvis har de fleste af disse dog kun negativ indflydelse, hvis begge gener i et individ er af den skadelig slags. Dvs. et "normalt" gen kan ophæve virkningen af et skadeligt gen. På fig. 3 ses, hvordan indavl kan foregå: To genetisk forskellige individer parrer sig og får afkom. Det "sorte" gen i det ene individ er skadeligt, men kun når begge gener i et individ er af denne type. En bror og søster blandt afkommet har begge fået en kopi af det skadelige gen, men de er selv upåvirkede, da de tillige har et "normalt" gen. Denne bror og søster parrer sig, og i generation 3 har et individ blandt afkommet uheldigvis fået to skadelige gener og er negativt påvirket heraf. Dette fænomen kalder man med et lidt spøjst udtryk "**indavlsdepression**". Indavlsdepression kan bl.a. give sig udtryk i øget modtagelighed for sygdomme, nedsat vækst og frugtbarhed, eller individet er måske ganske enkelt ikke i stand til overhovedet at leve. Når man selekterer for et bestemt træk (dvs. fortrinsvis avler på fisk med bestemte egenskaber), eksempelvis fordi man vil have hurtigvoksende fisk, eller vil renavle en stamme med en prik på gællelåget, skaber man også indavl. Fordi der i forvejen findes mange "skadelige gener", er der en ret stor risiko for, at der sidder et skadeligt gen på det samme kromosom/DNA-streng, hvor det gen, man selekterer for, sidder. Dette er skitseret på fig. 4. At "når man selekterer for noget godt, kommer man også til at selektere for noget skidt", er et alment kendt genetisk princip. Man kan ved hjælp af visse metoder til en vis grad kompensere for dette, men dette vil i praksis være helt og aldeles umuligt i forbindelse med avl på vilde moderfisk. Konklusionen er derfor, at man skal undgå bevidst selektion.

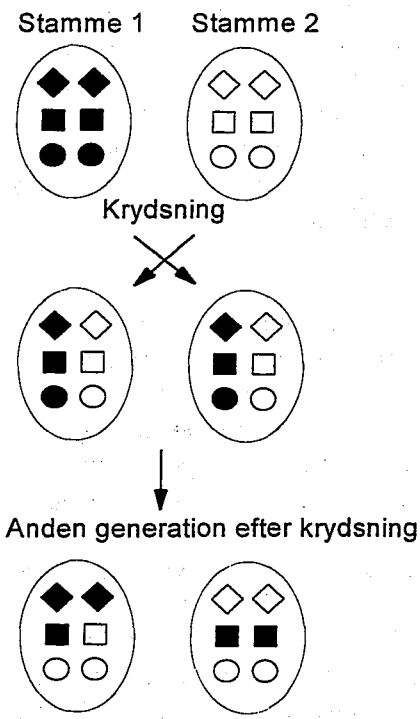


Figur 4. Illustration af, at selektion for "gode gener" kan føre til ufrivillig selektion for "skadelige gener".

Udavl og udavlsdepression

Det stik modsatte af indavl, kan vi med en oversættelse fra engelsk kalde **udavl**. Man forstår endnu ikke i detaljer mekanismerne, men det er et emne, der for tiden forskes meget i. Problemet opstår, når meget

fjernt beslægtede individer parrer sig og får afkom. Et eksempel på udavl kan være krydsning mellem en gravhund og en Skt. Bernhardshund. Generne i afkommet vil sandsynligvis passe så dårligt sammen, at overlevelsen vil være meget lille; i lighed med indavlsdepression taler man så om **udavlsdepression**. Man har indtil videre fortrinsvis påvist fænomenet hos visse planter (sikkert fordi de er nemme at arbejde med) men, af større betydning i denne sammenhæng, også hos laksefisk.



Figur 5. Illustration af begrebet "udavlsdepression". Se tekst for nærmere forklaring.

Som tidligere nævnt er mange træk bestemt af ikke et, men et samspil af mange gener. Langt de fleste træk som gør, at en stamme kan være tilpasset lokale forhold, er af denne type. På fig. 5 er vist tre gener, et "rundt", et "trekantet" og et "firkantet". Vi beskæftiger os med to stammer, og vi forestiller os, at en sort udgave af hver af de tre gener gør, at stamme 1 er tilpasset nogle lokale forhold. Ligeledes antager vi, at en hvid udgave af de tre gener bevirker, at stamme 2 er tilpasset nogle forhold i dens omgivelser. Krydser vi nu de to stammer, (det kan f.eks. ske ved at fisk fra stamme 1 udsættes i stamme 2's vandløb), vil første generation af krydsningerne have et sæt gener fra hver stamme. Det kan muligvis være en fordel for disse fisk, idet de har to forskellige sæt gener, som hver især giver tilpasning til nogle bestemte forhold. Når disse krydsninger parrer sig med hinanden, går det imidlertid galt for afkommet, idet mange af disse ikke vil have et helt sæt sorte eller hvide gener. De har derfor mistet den tilpasning, som den bestemte kombination af gener ellers medførte, og vil muligvis lide af udavlsdepression. Under virkelige forhold vil der antagelig være tale om meget mere komplicerede genkombinationer, som inkluderer mange flere gener, hvilket vil forværre udavlsproblemerne. Er en genkombination først blevet "revet fra hinanden", vil sandsynligheden for, at den kan gendannes, nemlig være forsvindende lille.

Evolution og lokal tilpasning

Arvelighed som sådan fører ikke til genetiske ændringer i en bestand, hvis der ikke foregår en udvælgelse af fisk med bestemte arvelige træk. I naturen vil der fortløbende foregå en udvælgelse af fisk med gener, som gør dem bedst egnede til at overleve og føre slægten videre. Denne proces kaldes også **selektion** og er et yderst vigtigt led i **evolution**, eller naturlig udvikling om man vil. Lad os med det samme slå fast, at det ene og alene er antallet af afkom som afgør, om en fisk er en succes i "udviklingssammenhæng". En ørred på 1 kg kan således være en større udviklingsmæssig succes end en ørred på 12 kg, hvis den giver ophav til flere overlevende afkom, da den dermed bedre er i stand til at give sine gener videre til næste generation. Det kan godt være, at det for en fisk ofte vil være en fordel at vokse hurtigt til en stor størrelse, men gener for hurtig vækst og stor størrelse er kun nogle ud af et stort antal gener, som kan være af betydning i den naturlige udvælgelse. Således kan en lille fisk sagtens besidde meget vigtige gener, f.eks. modstandsdygtighed overfor visse sygdomme, som måske ikke findes i en større fisk.

Når man taler om "lokale tilpasninger", forstår man det som en situation, hvor fisk, som

hører til i et bestemt vandløb eller område, som et resultat af naturlig udvælgelse besidder nogle gener, som gør dem velegnede til at leve i netop dette område, mens fisk i andre områder har andre gener, som gør dem bedre egnede til at trives dér. Præcis hvilke lokale tilpasninger, der findes i en stamme, skal man være forsigtig med at komme med "hurtige" bud på. Det er af forskellige grunde svært at påvise, at et træk er et resultat af lokal tilpasning, og omvendt findes der ganske givet mange vigtige træk, som vi simpelthen endnu ikke er i stand til at erkende. Man skal desuden passe på med ikke at forveksle lokal tilpasning og "vigtige træk" med egenskaber, man som sportsfisker er interesseret i, som f.eks. hurtig vækst og stor størrelse!

Lokal tilpasning må i det hele taget anses for at være en kompliceret proces. Blandt andet kan de samme gener have både positive og negative effekter alt efter, hvordan forholdene er på et givet tidspunkt. På nogle tidspunkter kan det f.eks. være en fordel at have gener, som resulterer i stor kropsstørrelse. Således kan en stor hun producere meget rogn og måske grave en ekstra stor og beskyttet gydegrube. Hvis der i en bestemt gydesæson imidlertid er en vandstand meget under det normale, er det pludselig ikke længere nogen fordel at være stor, og så vil det måske kun være mindre fisk, som vil være i stand til at nå op til gydepladserne. For at give et andet eksempel kan det på yngelstadiet være en fordel at have gener, som medfører en meget aggressiv adfærd overfor artsfæller; herved vil der være større mulighed for at hævde sig i konkurrencen om føde og territorie. Samtidig kan det dog af indlysende grunde være en ulempe at "føre sig for meget frem" på steder, hvor der er mange rovfisk eller -fugle. På denne måde kan meget genetisk variation opretholdes i en stamme, da der ikke altid findes en genetisk "patentløsning". Endelig kan der i en stamme findes "slumrende" gener, som normalt er uden betydning men pludselig kan blive meget vigtige. Det gælder ikke mindst gener, som giver modstandsdygtighed mod sygdomme, da de jo mest er af betydning, når de pågældende sygdomme rent faktisk optræder.

Et vigtigt spørgsmål drejer sig om, hvorvidt lokale tilpasninger er et resultat af få geners store effekter eller mange geners små effekter, som til sammen giver en stor effekt. Meget tyder på, at det er det sidste (mange geners små effekter), som er tilfældet. Det betyder blandt andet, at mere dybtgående lokale tilpasninger ikke kan opstå i løbet af få generationer, men er resultatet af århundreders for ikke at sige årtusinders naturlig udvælgelse. Hvis man efter 10 års "egen avl" på fisk, som oprindelig er efterkommere af udsatte dambrugsørreder, mener, at "nu er de nok blevet lokalt tilpassede", er det derfor en sandhed med store modifikationer. Der kan nok være foregået en ganske stærk men også meget grov naturlig udvælgelse for enkelte træk, men en genetisk "finjustering" kan der næppe være tale om.

Ørred- og laksestammer

Når man hos fisk taler om en "**stamme**", mener man en gruppe af fisk, som næsten udelukkende parrer sig indbyrdes. Kun i sjældne tilfælde deltager en fisk fra en anden stamme. Det er bestemt ikke alle fiskearter, som er opdelt i stammer. Således har den europæiske ål et stort udbredelsesområde i Europa og Nordafrika, men undersøgelser har vist, at der tilsyneladende ikke er nogle genetiske forskelle, lige meget hvor de undersøgte ål er fanget. Det skyldes måske, at alle ålene gyder i et sammenhængende område i Sargassohavet, men i det hele taget er ålen en fisk, man ved forbløffende lidt om.

Som modpol til ålen finder vi laksefiskene, hvor der hos alle undersøgte arter findes lokale stammer. Det skyldes, at de udviser det, man med et engelsk ord kalder "**homing**", dvs. de vender (næsten) altid tilbage og gyder i det vandløb, hvor de selv kom til verden. Rekorden i opdeling i lokale stammer indehaves såmænd af vor hjemlige ørred, men især også laks

og regnbueørred er godt med i opløbet.

Man kan ikke bare ved at se på en fisk afgøre, om den tilhører den ene eller anden stamme. Overordnet set vil fisk fra én stamme *i gennemsnit* måske se anderledes ud end fisk fra en anden stamme, men *indenfor* en stamme vil der også være en betydelig variation i udseendet. Desuden spiller miljøet i særlig grad for fisk en stor rolle for udseendet. Et indlysende eksempel er, at fisk kan ændre farve alt efter vandets farve. Nok så tankevækkende er det imidlertid også, at eksempelvis antallet af ryghvivler i ørred i udpræget grad afhænger af, ved hvilken vandtemperatur æggene klækker. Der er altså ikke meget genetik i det! Dette være sagt fordi mange sportsfiskere har mere eller mindre velunderbyggede ideer om, at fiskene i deres å, "deres stamme", ser ud på en bestemt måde. Det kan godt i grove træk være rigtigt, men det er vigtigt, at man også erkender, at der vil være stor variation i udseendet fra fisk til fisk.

Hvis man skal undersøge, hvordan fisk er opdelt i stammer, må man i stedet ty til "genetiske markører" (enzymer eller selve DNA'et). Ved hjælp af sådanne metoder er der foretaget populationsgenetiske undersøgelser af ørreder i adskillige europæiske lande. Herhjemme er der foretaget undersøgelser af størstedelen af de deciderede dambrugsstammer, samt af en række (mere eller mindre) vilde bestande i vandløb med udløb i Limfjorden, bl.a. Skals Å og Simested Å, af ørreder i Hald sø -området, Gudenå-, Odder Å- og Karup Å -systemerne og Esrum Å på Sjælland, samt bestande i nogle små vandløb fra Østjylland og Bornholm. Undersøgelserne har især haft til formål at beskrive, hvor store genetiske forskelle der findes mellem de forskellige stammer samt undersøge, hvordan udsætninger af dambrugsørred genetisk kan påvirke vildfiskebestande. For laksens vedkommende er der foretaget undersøgelser af Skjern Å -bestanden samt de laksestammer, som bruges til genetableringen af laksebestandene i Gudenåen og en række vestjyske vandløb. I tilfældet med Skjern Å -laksen er det desuden lykkedes at oprense og analysere DNA, som har siddet i indtørret slim på gamle skælprøver (fra 1930'erne), således at det har været muligt at sammenligne den nuværende laksebestand med bestanden i Skjern Å for 60 år siden. Disse undersøgelser vil vi komme nærmere ind på i senere artikler.

Hvilken betydning har opdelingen i stammer? Som tidligere nævnt kan de enkelte stammer kan være genetisk tilpassede det miljø, de lever i. Det betyder også, at der i nogle stammer kan findes genetisk variation, som ikke findes i andre stammer. For laksefisk har man, for at nævne nogle eksempler, mellem forskellige stammer fundet genetiske forskelle i vandringsadfærd i havet, homingpræcision, forskellige andre former for adfærd (eksempelvis graden af aggression over for artsfæller og evnen til at undgå rovfisk), modstandsdygtighed overfor forskellige sygdomme, vækst, klækningssucces og yngeloverlevelse ved forskellige temperaturer, samt diverse fysiologiske træk. I denne forbindelse er det næppe heller helt tilfældigt, at typisk kun ganske få individer pr. generation "strejfer", dvs. gyder i et "forkert" vandløb. Herved ødelægges evt. genetiske tilpasninger til lokale forhold ikke, dvs. udavls-depression undgås, mens på den anden side den ganske lille udveksling af gener mellem stammerne betyder, at indavl imødegås.

Litteratur

For personer, som ønsker at sætte sig grundigere ind i populationsgenetikkens finurligheder, end vores korte gennemgang tillader, vil vi stærkt anbefale bogen:

N. Ryman & F.M. Utter (red.) (1987). *Population Genetics and Fishery Management.* University of Washington Press, Seattle. 420 s.

DFU-rapporter - index

Nr. 15 Bærekapacitet for havørred (Salmo trutta L.) i Limfjorden
Kaare Manniche Ebert

Nr. 16 Sild og brisling i Limfjorden
Jens Pedersen

Nr. 17 Produktionskæden fra frysetrawler via optøning til dobbeltfrossen torskefilet - Optøningsrapport (del 1)
Niels Bøknæs

Nr. 18 Produktionskæden fra frysetrawler via optøning til dobbeltfrossen torskefilet - Optøningsrapport (del 2)
Niels Bøknæs

Nr. 19 Automatisk inspektion og sortering af sildefileter
Stella Jónsdóttir, Magnús Thor Ásmundsson, Leif Kraus

Nr. 20 Udsætning af helt, Coregonus lavaretus L., i Ring Sø ved Brædstrup
Thomas Plesner og Søren Berg

Nr. 21 Udæstningsforsøg med ørred (*Salmo trutta* L.) i jyske og sjællandske vandløb
Heine Glüsing og Gorm Rasmussen

Nr. 22 Kvalitetsstyring og målemetoder i den danske fiskeindutri. Resultater fra en spørgebrevsundersøgelse
Stella Jónsdóttir

Nr. 23 Quality of chilled, vacuum packed cold-smoked salmon
Lisbeth Truelstrup Hansen, Ph.D. thesis

Nr. 24 Investigations of fish diseases in common dab (*Limanda limanda)* in Danish Waters
Stig Mellergaard (Ph.D. thesis)

Nr. 25 Erik Hoffmann

Nr. 26 Selectivity of gillnets in the North Sea, English Channel and Bay of Biscay (AIR-project AIR2-93-1122 Final progress report)
Holger Hovgård og Peter Lewy

Nr. 27 Prognose og biologisk rådgivning for fiskeriet i 1997
Poul Degnbol

Nr. 28 Grundlaget for fiskeudsætninger i Danmark
Michael M. Hansen